



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS – IG  
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS APLICADAS

**DINÂMICA DA CONVERSÃO DA VEGETAÇÃO NATURAL NÃO  
FLORESTAL DA AMAZÔNIA LEGAL PARA AGRICULTURA**

Thais Melissa Macedo de Vasconcelos

Dissertação de Mestrado nº 133

Brasília - DF  
Setembro de 2018



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS – IG  
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS APLICADAS

## **Dinâmica de conversão da vegetação natural não-florestal da Amazônia Legal para agricultura**

Dissertação de Mestrado apresentada ao  
Programa de Pós-Graduação em  
Geociências Aplicadas e Geodinâmica da  
Universidade de Brasília, como requisito  
parcial para obtenção do título de Mestre.  
Área de concentração: Geoprocessamento  
Aplicado à Análise Ambiental

Thais Melissa Macedo de Vasconcelos  
Orientador: Edson Eyji Sano

Brasília – DF  
Setembro de 2018

**BANCA EXAMINADORA**

---

Edson Eyji Sano - Orientador  
Embrapa Cerrados

---

Gustavo Macedo de Mello Baptista – Examinador Interno  
Universidade de Brasília

---

Alexandre Camargo Coutinho – Examinador Externo  
Embrapa Informática Agropecuária

Brasília – DF  
Setembro de 2018

**FICHA CATALOGRÁFICA**

Vasconcelos, T. M. M.

Dinâmica de conversão da vegetação natural não-florestal da Amazônia Legal para agricultura / Thais Melissa Macedo de Vasconcelos; orientação de Edson Eyji Sano. Brasília, 2018

85 p.

Dissertação de Mestrado (M) – Universidade de Brasília / Instituto de Geociências, 2018.

1. Sensoriamento remoto; 2. Séries temporais; 3. Savanas amazônicas; 4. Imagens de satélite.

Vasconcelos, Thais Melissa Macedo de. Dinâmica de conversão da vegetação natural não-florestal da Amazônia Legal para agricultura. Brasília, Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, 2018, 85 p. Dissertação de Mestrado.

**CESSÃO DE DIREITOS**

NOME DO AUTOR: Thais Melissa Macedo de Vasconcelos

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO: Dinâmica de conversão de vegetação natural não-florestal da Amazônia Legal para agricultura.

GRAU: Mestre ANO: 2018

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. Esse direito poderá ocorrer somente após a publicação dos artigos contidos no documento. O autor reserva-se a outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

---

Thais Melissa Macedo de Vasconcelos  
thais.vascomm@gmail.com

Tudo tem uma ocasião  
própria, e há tempo para  
todo propósito debaixo do  
céu.

Eclesiastes 3:1, Bíblia Sagrada.

Tudo quanto te vier à mão para  
fazer, faze-o conforme as tuas  
forças, porque na sepultura, para  
onde tu vais, não há obra nem  
projeto, nem conhecimento, nem  
sabedoria alguma.

Eclesiastes 9:10, Bíblia Sagrada.

Dedico primeiramente a Deus, meu melhor amigo e companheiro a quem devo toda a minha  
existência;

Aos meus pais, Ademir e Sônaly, que me fizeram a mulher que  
sou hoje, nos quais me espelho todos os dias.

Ao meu namorado, Edison, pelos momentos de  
companheirismo e por todo amor e apoio  
demonstrados. Aos amigos, de perto, que oraram e  
torceram em cada novo desafio compartilhado.

## AGRADECIMENTOS

Sou grata, primeiramente, à Deus, a quem devo toda a minha vida, pela sua infinita bondade e cuidado, me concedendo sabedoria e discernimento para desempenhar as atividades que me foram propostas e me direcionando às decisões a serem tomadas.

Aos meus pais, Ademir e Sônyaly, por terem me dado tanto amor em toda a minha trajetória, me apoiando em todos os momentos e zelando pelo meu bem-estar físico, emocional e espiritual, com amor e orações ao Senhor da vida. Sem eles, com toda certeza, eu não teria vencido e conquistado o que já conquistei, e, com certeza, dedico a eles mais essa vitória.

Ao meu namorado, Edison, por me proporcionar momentos tão agradáveis e cheios de paz, com o seu amor e carinho, e me apoiar em tudo o que me proponho a fazer, me ajudando a pesar o que precisa ser pesado, e se alegrando comigo em cada conquista. Posso afirmar que os momentos que passamos juntos são presentes de Deus e tornam os meus dias melhores. Agradeço à sua família também, pessoas queridas, que me recebem tão bem e me proporcionam momentos tão agradáveis e especiais.

Às amigas, Juliana, Naiara, Sabrina, por toda a torcida e apoio, orações em prol deste projeto e de outros, e por todo o companheirismo e amizade. Os momentos de relaxamento e alegria, proporcionados quando estamos juntas, tornam minha vida mais especial.

Aos colegas de trabalho, Vanessa e Victor, pelos conhecimentos compartilhados, momentos alegres proporcionados e por toda a torcida e apoio.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Edson Sano, pela paciência, dedicação, empenho e tempo dispensados, nas horas de orientação, nas revisões e nos ensinamentos dados. Admiro-o pela sua capacidade de trabalho, e disposição em auxiliar naquilo que for preciso. Obrigada pela parceria neste trabalho.

Ao colega, MSc. Daniel Freitas, pelo auxílio e ensinamento de determinadas tarefas do trabalho, bem como, pelas ideias e sugestões para o mesmo.

Aos servidores e professores do programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas da UnB, em especial ao Prof. Dr. Gustavo Baptista e Prof<sup>a</sup>. Dra. Tati de Almeida, pelo auxílio em assuntos administrativos e acadêmicos, pelas oportunidades de convivência acadêmica e pelos ensinamentos que muito me enriqueceram

profissionalmente e academicamente. Aos colegas do Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas da UnB, que dividiram alegrias, angústias, além de bons momentos e boas ideias durante o curso.

À Universidade de Brasília, que me proporcionou uma graduação, uma especialização e, agora, o mestrado. Tenho orgulho de ser aluna de uma Instituição de alto nível, altamente reconhecida no meio acadêmico, como a UnB.

## RESUMO

Diante da importância da Amazônia, por exemplo, em termos de conservação da biodiversidade e emissão/absorção de gases de efeito estufa, diversos estudos têm sido realizados visando o monitoramento da perda de cobertura vegetal natural na região. Este estudo tem, como objetivo principal, analisar a dinâmica de conversão da vegetação natural em agricultura/pastagem nas áreas de savanas amazônicas no período de 1984 a 2016. As áreas de estudo corresponderam a parcelas de vegetação não-florestal da Amazônia Legal nos estados de Mato Grosso, Rondônia, Roraima e Amapá. Os materiais utilizados foram imagens dos satélites Landsat-5 e Landsat-8. Foi calculada, inicialmente, a probabilidade de obtenção de imagens Landsat com menos de 10% de cobertura de nuvens para cada mês no referido período. Essa probabilidade foi, em média, inferior a 50% na estação seca e inferior a 10% na estação chuvosa. Para o estado do Amapá, a probabilidade foi inferior a 18% na estação seca, não sendo encontrada nenhuma imagem sem cobertura de nuvens para os anos de estudo. O procedimento seguinte foi selecionar a melhor combinação de bandas para interpretação visual por meio da técnica de *Optimum Index Factor* (OIF), sendo selecionada a tríade composta pelas bandas do azul, infravermelho próximo e infravermelho médio. Essas bandas do Landsat-8 foram fusionadas com a banda pancromática por meio do método de Gram-Schmidt e segmentadas pelo método de crescimento de regiões. Os segmentos foram exportados para o formato shapefile e interpretados visualmente na tela de computador. Para a área de estudo em Mato Grosso, foi obtida uma alta taxa de antropização. Para as áreas de estudo nos estados de Rondônia e Roraima, as taxas de antropização foram baixa e ausente, respectivamente. Para a área de estudo no Amapá, de acordo com os mapeamentos anuais de uso e cobertura de terras produzidos pelo projeto MapBiomas não houve uma variação expressiva na taxa de antropização para os anos de estudo. A validação foi realizada por meio de análise visual de imagens ópticas do Sentinel-2A, considerando-se um total de 360 pontos sorteados aleatoriamente nas áreas de estudo. Foi obtido um índice Kappa de 0,77.

**Palavras-Chave:** Sensoriamento remoto, séries temporais, savana amazônica, imagens de satélite.

## ABSTRACT

Because of the importance of the Amazon, for example, in terms of conservation of biodiversity and emission/absorption of greenhouse gases, several studies have been carried out aiming the monitoring of vegetation in the region. The main objective of this study is to analyze the dynamics of natural vegetation conversion in agriculture/pasture in the areas of Amazonian savannas from 1984 to 2016. The study areas corresponded to the portions of non-forest vegetation in the Legal Amazonia, more specifically, in the states of Mato Grosso, Rondônia, Roraima, and Amapá. The basic materials were Landsat-5 and Landsat-8 satellite images. We initially calculated the probability of obtaining Landsat images with less than 10% cloud cover in the 1984-2016 period. This probability was, in average, less than 50% in the dry season and less than 10% in the rainy season. For the Amapá State, the probability was less than 18% in the dry season. We could not find Landsat image without cloud cover for the study area located in this state. The next procedure was to select the best combination of bands for visual interpretation considering the Optimum Index Factor (OIF) technique. The best triad was composed of blue, near infrared and middle infrared bands. The Landsat-8 images obtained in these bands were fused with the panchromatic band by means of Gram-Schmidt method and segmented by the growing region method. The segments were exported to the shapefile format and interpreted visually on the computer screen. For the study area in Mato Grosso was obtained a high rate of anthropization. The study area in Rondônia e Roraima, presented low rate of anthropization and there was no conversion, respectively. In the study area in Amapá, according to the annual land use and land cover mapping produced by the MapBiomias project through the analysis of historical series of Landsat images there was no significant variation in the anthropization rate for the years of study. The validation was performed through a visual analysis of Sentinel-2A optical images, considering a total of 360 randomly distributed points in the study areas. The Kappa index was 0.77.

**Keywords:** Remote sensing, time series, tropical savanna, satellite images.

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>14</b>
1.1. Contextualização .....	14
1.2. Objetivos.....	17
<b>CAPÍTULO 2 .....</b>	<b>18</b>
<b>FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA .....</b>	<b>18</b>
2.1. Savanas Amazônicas .....	18
2.1.1 Terminologia .....	18
2.1.2 Geologia.....	19
2.1.3 Tipos paisagísticos.....	20
2.1.4 Importância ecológica da flora .....	20
2.1.5 Importância ecológica da fauna .....	21
2.1.6 Importância ecológica da fauna .....	23
<b>CAPÍTULO 3 .....</b>	<b>24</b>
<b>MATERIAIS E MÉTODOS .....</b>	<b>24</b>
3.1. Área de estudo .....	24
3.2. Materiais .....	26
3.3. Levantamento do percentual de nuvens.....	27
3.4. Projeto MapBiomas .....	29
3.5. <i>Optimum index fator</i> (OIF) .....	32
3.6. Fusão de imagens .....	33
3.7. Segmentação por crescimento de regiões .....	35
3.8. Interpretação visual .....	37
3.9. Validação dos dados de classificação .....	38
<b>CAPÍTULO 4 .....</b>	<b>42</b>
<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>42</b>

4.1. Probabilidade de obtenção de imagens Landsat com menos de 10% de cobertura de nuvens.....	42
4.2. <i>Optimum Index Factor</i> (OIF).....	46
4.3. Fusão de imagens (IHS x <i>Gram-Schmidt</i> ).....	47
4.4. Análise da conversão de vegetação natural para cultura agrícola/pastagem 48	
4.5. Mapa de uso do solo do MapBiomias.....	54
4.6. Validação dos resultados.....	55
<b>CAPÍTULO 5</b> .....	<b>61</b>
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>61</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>63</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Fluxograma metodológico das principais etapas de trabalho. ....	24
Figura 2 Áreas de estudo selecionadas nos estados de Amapá, Mato Grosso, Rondônia e Roraima, correspondentes a formações naturais não-florestais. Fonte dos polígonos não-florestais: Projeto PRODES/Inpe.....	25
Figura 3 Processo de fusão pelo método IHS. Fonte: adaptado de Meneses & Almeida (2012). ....	34
Figura 4. Probabilidade mensal de obter imagens com menos de 10% de cobertura de nuvens em cenas Landsat (órbita/ponto: 229/71 – Mato Grosso). ....	43
Figura 5. Probabilidade mensal de obter imagens com menos de 10% de cobertura de nuvens em cenas Landsat (órbita/ponto: 231/69 - Rondônia). ....	43
Figura 6. Probabilidade mensal de obter imagens com menos de 10% de cobertura de nuvens em cenas Landsat (órbita/ponto: 233/60 - Roraima). ....	44
Figura 7. Probabilidade mensal de obter imagens com menos de 10% de cobertura de nuvens em cenas Landsat (órbita/ponto: 225/60 - Amapá). ....	44
Figura 8 Dinâmica de conversão de vegetação natural não-florestal para pastagem/cultura agrícola nos estados de Rondônia, Mato Grosso e Roraima. Em Roraima, não foi verificada antropização.....	48
Figura 9 Conversão da vegetação natural não-florestal para pastagem/cultura agrícola no estado de Mato Grosso para os anos de 1984, 1994, 2004 e 2016.....	49
Figura 10 Conversão da vegetação natural não-florestal para pastagem/cultura agrícola no estado de Roraima para os anos de 1984, 1994, 2004 e 2016.. ....	50
Figura 11 Conversão da vegetação natural não-florestal para pastagem/cultura agrícola no estado de Rondônia para os anos de 1984, 1994, 2004 e 2016.....	51
Figura 12 Dinâmica de antropização para área de não-floresta na área de estudo localizado no Amapá a partir de dados do Projeto MapBiomias.....	54
Figura 13. Amostras sorteadas de áreas de não-floresta na área de estudo localizada no estado de Mato Grosso visualizadas em imagens do satélite Sentinel-2.....	55
Figura 14. Amostras de verdade terrestre em áreas de não-floresta na área de estudo localizada em Rondônia sobre imagens do satélite Sentinel-2. ....	57
Figura 15. Amostras de validação em áreas de não-floresta na área de estudo localizada em Roraima, plotadas em imagens do satélite Sentinel-2. ....	59

**LISTA DE TABELAS**

Tabela 1 Características das imagens dos satélites Landsat-5 TM e Landsat-8 OLI utilizadas nesse estudo.....	26
Tabela 2 Bandas espectrais dos sensores TM e OLI do satélite Landsat. ....	27
Tabela 3 Códigos da legenda para os valores de pixel na Coleção 2 do MapBiomias. Fonte: MapBiomias (2016). ....	32
Tabela 4 Resolução espacial e espectral do satélite Sentinel-2.....	38
Tabela 5. Datas das imagens Sentinel-2 utilizadas na etapa de validação dos resultados da interpretação de imagens Landsat. ....	40
Tabela 6. Médias dos valores de OIF calculados para cada possibilidade de combinação de bandas dos satélites Landsat-5 e Landsat-8 das áreas naturais não-florestais selecionadas.....	47
Tabela 7 Matriz de confusão da classificação oriunda a partir das imagens Sentinel-2 para a área de Não-Floresta do estado de Mato Grosso.....	56
Tabela 8 Matriz de confusão da classificação oriunda a partir das imagens Sentinel-2 para a área de não-floresta do estado de Rondônia.....	58
Tabela 9. Matriz de confusão da classificação oriunda a partir das imagens Sentinel-2 para a área de não-floresta no estado de Roraima. ....	60

# CAPÍTULO 1

## INTRODUÇÃO

### 1.1. Contextualização

A biodiversidade brasileira, principalmente da região amazônica, desperta a atenção mundial. O país é considerado como tendo elevada megabiodiversidade, pois reúne mais de 70% da biodiversidade total do planeta (Mittermeier et al. 1999). A importância e potencialidade da biodiversidade da Amazônia, seus problemas e suas respectivas soluções têm sido discutidas amplamente pela comunidade científica (Becker et al. 1990; Becker 1997; Homma 2005).

Olhares do governo, da imprensa e principalmente da comunidade científica, têm-se voltado às taxas de desmatamento na região amazônica nos últimos anos, onde as estimativas indicaram alteração de aproximadamente 7.000 km<sup>2</sup> da cobertura florestal em 2017, com uma variação de -12% em relação ao ano anterior (INPE 2018a). A pecuária, por meio de incentivos fiscais, começou a ter maior facilidade em expandir suas atividades para áreas naturais, provocando um aumento da conversão da cobertura florestal em pastagens. O crescente aumento dessa atividade é atribuído à valorização da terra com a implantação da pastagem (Pedlowski & Dale 1992), à segurança que o gado representa em termos de investimento familiar e à estabilidade do preço da carne no mercado (Veiga et al. 1996). Pode-se atribuir ainda a expansão de áreas de pastagens à necessidade de aumento da produção da pecuária brasileira em função da crescente demanda de consumo de produtos de origem animal (Zimmer & Euclides Filho 1997). O avanço das plantações de soja também se apresenta como uma ameaça, potencializando o desmatamento na Amazônia, pois vem havendo uma rápida expansão da fronteira agrícola na região de Cerrado, na porção centro-oeste do país, para as regiões de vegetação natural na Amazônia (Margulis 2003; Fearnside 2005).

O governo federal brasileiro, por meio do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e contando com a colaboração de outros órgãos federais, tem desenvolvido ações que visam o monitoramento e, conseqüentemente, maior controle da alteração da cobertura florestal da Amazônia. Uma dessas ações é o Projeto de Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite (PRODES), que vem, desde 1988, desenvolvendo e operando um sistema de monitoramento para calcular anualmente a taxa de desmatamento para toda Amazônia Legal por meio de imagens do satélite Landsat e similares (INPE 2013).

Em 2004, foi desenvolvido o Sistema de Detecção do Desmatamento em Tempo Real na Amazônia (DETER), que consiste em um levantamento rápido de alertas de alteração da cobertura florestal na Amazônia e envio ao Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) para fins de fiscalização de desmatamentos ilegais (INPE 2008). Como ação de comando e controle, criou-se, em 2004, o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm), objetivando reduzir, de forma contínua, o desmatamento e criar condições para a transição para um modelo de desenvolvimento sustentável na Amazônia Legal. O PPCDAm envolve três fases de execução, o ordenamento fundiário e territorial, o monitoramento e controle ambiental e o fomento às atividades produtivas sustentáveis (MMA 2016).

As áreas não-florestais da Amazônia, também chamadas de savanas amazônicas, não tem sido monitoradas pelo PRODES e nem pelo DETER, apesar de se constituírem em regiões de elevada importância ecológica. As savanas amazônicas são consideradas como pertencentes à fitofisionomia de Cerrado (Camargo et al. 1977; Goodland & Ferri 1979), pois possuem grande similaridade fisionômica com o Cerrado do Planalto Central Brasileiro. No entanto, apresentam diferenças importantes, principalmente na quantidade bem menor de espécies arbóreas (Eiten 1983).

A metodologia de monitoramento utilizada nessas ações governamentais citadas anteriormente é baseada na interpretação de imagens de satélite. Isso se deve a características inerentes ao processo de aquisição de imagens de satélite, como alta periodicidade na aquisição de imagens e possibilidade de imageamento de grandes áreas, permitindo o monitoramento das alterações na vegetação de forma contínua no tempo e no espaço. Deve-se ainda mencionar que as imagens orbitais estão cada vez mais populares, principalmente após a disponibilização gratuita de várias delas na internet (Ferreira et al. 2008). Os mapeamentos temáticos derivados de imagens de satélite fornecem informações espaciais e quantitativas sobre dinâmicas de ocupação e transformações ambientais, permitindo a definição mais precisa de ações e políticas públicas para conservação e recuperação da vegetação (Ferreira et al. 2007).

Nessa perspectiva, o uso de séries temporais do satélite Landsat pode ser considerado de grande valia para a detecção de desmatamentos nas áreas não-florestais da região amazônica, em razão de suas características de resolução espacial (30 metros), espectral (sete bandas nas faixas espectrais do visível e do infravermelho) e temporal (16 dias). As imagens do satélite Landsat estão disponíveis

quase que ininterruptamente desde 1984, após os lançamentos do Landsat-5 *Thematic Mapper* (TM), Landsat-7 *Enhanced Thematic Mapper Plus* (ETM+) e Landsat-8 *Operational Land Imager* (OLI), possibilitando a avaliação da dinâmica de conversão de vegetação natural para agricultura em um longo período de tempo.

Em se tratando da região amazônica, o uso de imagens ópticas possui algumas limitações, principalmente devido ao extenso período de chuvas e, conseqüentemente, devido ao grande percentual de cobertura de nuvens nas imagens. Uma alternativa para contornar o problema de alta taxa de nebulosidade em determinadas áreas é a utilização de sensores de radar de abertura sintética (SAR), os quais correspondem a sensores ativos, isto é, possuem fonte própria de radiação eletromagnética (REM), operam na faixa espectral de micro-ondas e permitem discriminar alvos ou feições no terreno com base nas diferenças nas suas propriedades dielétricas (conteúdo de água nos solos e nas plantas) e geométricas (rugosidade do terreno e estrutura da vegetação) (Raney 1998). A operação em faixas espectrais de maior comprimento de onda possibilita a obtenção de imagens independentemente da presença de nuvens.

Outra alternativa é a utilização de uma imagem híbrida com pixels de diferentes cenas do ano em estudo, sendo esses pixels livres de nebulosidade. Essa alternativa corresponde a um dos produtos do projeto MapBiomass que disponibiliza mosaicos anuais de imagens do satélite Landsat por meio de seleção de pixels com menor interferência de nuvens, sombras e ruídos no período de 2000 e 2016, com resolução espacial máxima de 30 m. Os períodos do ano em que as imagens são selecionadas variam conforme a região. Cada mosaico contém 14 camadas de informação, incluindo as bandas espectrais e as frações de solo e vegetação, dentre outras. Até o final de 2018, está prevista a finalização da fase 3 do referido projeto, que vai disponibilizar a Coleção 3 que vai cobrir o período de 1985 a 2017 (MapBiomass 2016).

Apesar do grande uso de dados de satélite, a obtenção de mapeamentos detalhados de uso e cobertura do solo e o monitoramento de regiões ocupadas com fitofisionomias de Cerrado não são tarefas simples. A conversão de remanescentes de vegetação natural de Cerrado (mistura de espécies campestres, arbustivas e arbóreas em diferentes proporções) em terras agrícolas não é facilmente identificada nas imagens de satélite. Diferenças espectrais entre coberturas vegetais naturais e antrópicas (por exemplo, Campo Limpo versus pastagens cultivadas) são sutis, especialmente se as cenas são obtidas durante a estação seca, que é a situação mais comum para sensores ópticos. Tendo em vista as limitações do mapeamento dessas áreas, faz-se necessária a validação da classificação temática a partir de visitas em

campo ou, caso não seja possível, a partir de imagens de alta resolução espacial, que garanta uma maior confiabilidade na classificação pela melhor visualização e identificação dos alvos.

## **1.2. Objetivos**

O objetivo geral desse estudo é obter estimativas da dinâmica de conversão da vegetação natural em agricultura/pastagem, em uma série histórica de 1984 a 2016, nas áreas de savanas amazônicas. Como objetivos específicos, tem-se:

1. Propor uma abordagem metodológica para mapear áreas de uso do solo em regiões representativas de savanas amazônicas; e
2. Analisar a dinâmica espaço-temporal do uso do solo em áreas representativas de savanas amazônicas (período 1984-2016).

## CAPÍTULO 2

### FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

#### 2.1. Savanas Amazônicas

##### 2.1.1 Terminologia

As savanas amazônicas, também conhecidas como "lavrado", encontram-se em várias regiões da Amazônia brasileira, principalmente nos estados de Roraima, Mato Grosso e Rondônia (Capobianco et al. 2001; Ferreira et al. 2005). Elas cobrem uma área aproximada de 39.000 km<sup>2</sup> (Goodland 1966; Barbosa & Fearnside 2004) e podem ser divididas em savanas de baixa e média altitude (até 600 m) e savanas de alta altitude (maior do que 600 m). Inclui-se, nessas últimas fitofisionomias de alta altitude, os campos rupestres situados em topos de montanhas tabulares distribuídas pela região amazônica (Goodland 1966).

O termo "savana" é uma palavra ameríndia e foi registrada pela primeira vez em 1535 pelo governador da Antígua Espanhola (Santo Domingo), Gonzalo Fernandez de Oviedo y Valdez, na tentativa de descrever uma paisagem "... sem árvores, mas com muita erva alta e baixa..." (Beard 1953). Hoje em dia, o termo representa o conceito geral internacional para todos os tipos de ambientes não-florestais situados na faixa tropical do globo terrestre. Ele denomina paisagens constituídas em sua maioria por vegetação gramíneo-lenhosa (capins, ciperáceas e pequenas ervas), e um estrato arbóreo-arbustivo de pouca densidade e baixo/médio porte (Sarmiento 1984).

No Brasil, a expressão mais comum para denominar as características já mencionadas é "cerrado", que acaba nominando o segundo maior bioma brasileiro que ocupa quase toda a área do Brasil Central (Oliveira & Marquis 2002). Entretanto, no estado de Roraima, as áreas de savanas foram denominadas, primariamente, como "campos do Rio Branco". No entanto, a documentação histórica se distanciou deste termo tipicamente brasileiro (D'Almada 1787). Um tempo depois, foi introduzido o termo "lavrado", que representaria uma paisagem de vegetação aberta (Vanzolini & Carvalho 1991). Essa nomenclatura apareceu formalmente na literatura regional a partir de Pereira (1917).

Devido aos inúmeros trabalhos realizados tanto na Venezuela (Gran Sabana) quanto na Guiana, principalmente por pesquisadores europeus e americanos de diferentes instituições de pesquisa, a denominação "savana" se perpetuou fortemente

na literatura científica. Como marco desse período, tem-se a expedição de Humboldt, ao final do século XVIII. Os termos regionais, mesmo sendo citados em alguns trabalhos, foram quase que totalmente absorvidos pela terminologia internacional corrente nas revisões gerais e descrições fisionômicas sobre este tipo de ambiente nesta região da América do Sul (Myers 1936). Sendo assim, a terminologia "savanas" é hoje a mais adequada para designar ecologicamente essas áreas não-florestais da Amazônia brasileira, embora os termos históricos regionais ("lavrado" e "campos do Rio Branco", no caso do estado de Roraima) devam ser lembrados em descrições gerais desta área (Eden 1970).

### 2.1.2 Geologia

As savanas estão assentadas principalmente em três grandes estruturas geológicas, formando pedo-paisagens totalmente associadas aos processos de erosão (Schaefer & Vale Júnior 1997) e alternâncias climáticas passadas ocorridas ao longo do tempo nessas regiões (Carneiro Filho 1991). Essas estruturas são caracterizadas na forma de craton Guianês ou Escudo Guianense, que corresponde às regiões encravadas entre as fronteiras da Guiana, Brasil e Venezuela, representando condições cratônicas trabalhadas há mais de 1,8 bilhões de anos (Brasil 1975). Nessa posição, as savanas características dessa área são as denominadas como estépicas (IBGE 2012), pois ocorrem em áreas de clima muito seco, solo pedregoso (quartzo leitoso, areias e seixos rolados), de alta altitude (> 600 m) e com estrato gramíneo-lenhoso de pouca expressão; estrutura magmática Surumu, conjunto plutônico-vulcânico formado durante o mesmo período da atividade ígnea. É constituída de andesitos, dacitos, riolitos, ignimbritos, riodacitos e rochas intrusivas subvulcânicas afins. Do ponto de vista geológico, essa é uma formação intermediária entre as coberturas mais antigas e as mais recentes, apresentando uma vegetação associada a agrupamentos de rochas, uma paisagem mal drenada em alguns pontos e correspondem a savanas de média altitude (100-600 m) (Brasil 1975); e cobertura Cenozóica denominada geomorfologicamente como Formação Boa Vista, conforme descrito por Barbosa & Ramos (1959) e Ab'Saber (1997). Essa formação é constituída por cascalhos, areias, argilas e lateritos (canga, pedra jacaré) (Brasil 1975). Nessa região, estão assentadas as maiores extensões de savanas de baixa altitude (aproximadamente 100 m). Em várias ocasiões, podem ser avistados pequenos lagos de drenagem e/ou descarga formados pela água das chuvas (temporários) ou lençol freático (permanentes). As veredas de buritizais (*Mauria*

*flexuosa* L.) são muito comuns nessas paisagens, condensando uma diversidade vegetal e animal muito associada à descarga d'água destes canais fluviais (Brasil 1975).

### 2.1.3 Tipos paisagísticos

Levando em consideração as definições do Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE 2012), é possível identificar várias fitofisionomias de savanas. Mesmo sendo considerada como uma paisagem de vegetação aberta (baixa densidade de árvores), vários ecossistemas florestais podem ser encontrados nas savanas, como resultado da evolução da vegetação em proximidades de rios e igarapés, áreas de contato, topos de serras ou ilhas de matas isoladas em meio à paisagem aberta, essas últimas fortemente associadas a "tesos" e à elevação do lençol freático. Em termos de macro distribuição espacial, as savanas regionais também foram divididas em dois grandes grupos estabelecidos por Brasil (1975) e referendado em IBGE (2012): "savanas" e "savanas estépicas". As primeiras representam as áreas abertas de baixa altitude, principalmente assentadas nas coberturas Cenozóicas. As chamadas "savanas estépicas" representam as áreas situadas em relevos de maior altitude, solo pedregoso ou com presença de "matacões", sempre associadas a uma vegetação arbórea mais ressequida e uma menor densidade de gramíneas e ciperáceas. Elas foram assim definidas por não se enquadrarem em nenhuma classificação anteriormente adotada dentro do sistema brasileiro (Brasil 1975). Assim sendo, e para facilitar a compreensão das fitofisionomias das savanas, elas foram divididas em grandes sistemas florestais e não-florestais, como proposto por Barbosa & Miranda (2005) a partir de uma adaptação das definições apresentadas por Ribeiro & Walter (2008) para os cerrados do Brasil Central.

### 2.1.4 Importância ecológica da flora

Os estudos sobre composição, estrutura e diversidade das comunidades vegetais das savanas amazônicas são poucos quando comparados aos realizados no Brasil Central. As savanas da Amazônia vêm sendo bem explorada em termos de coletas botânicas e alimentação de herbários desde 1980 com Ernest Ule. No entanto, antes de 1980, Schomburgk fez várias observações sobre a flora dessas áreas de savana na Amazônia, mais especificamente no extremo norte (Barbosa & Bacelar-Lima 2005).

Os sistemas florestais (savanas estépicas) dessas áreas possuem apenas o levantamento florístico realizado por Sette Silva (1993) que encontrou um total de 188 espécies (43 famílias botânicas) de árvores distribuídas em cinco áreas amostrais com quatro tipos florestais. As espécies com maior índice de valor de importância (IVP) nesses ambientes foram, por ordem, *Ocotea bracteosa* Mez. (Lauraceae) e *Licania discolor* Pilg. (Chrysobalanaceae), presentes em mata de galeria, e *Tabebuia uleana* (Kranz.) Gentry (Bignoniaceae), presente em ambiente de serras menores. As principais espécies comuns às áreas amostrais foram *Simarouba amara* Aubl. (Simaroubaceae), *Protium aracouchili* March. (Burseraceae) e *T. uleana* (Kranz.) Gentry (Bignoniaceae), encontradas em maior quantidade nas áreas de savana amazônica (Barbosa et al. 2005).

Os sistemas não-florestais (savanas abertas), de acordo com os estudos já realizados, apresentam baixa diversidade de vegetação arbórea, com o índice de Shannon<sup>1</sup> quase sempre próximo de 1,0 (Miranda et al. 2003; Barbosa et al. 2005). Isso se deve à alta concentração de indivíduos divididos em poucas espécies, notadamente *Curatella americana* L. (Dilleniaceae), *Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth. (Malpighiaceae) e *B. coccolobifolia* Kunth. (Malpighiaceae). Essas são consideradas espécies-chave (determinantes). Em resumo, essas espécies representam cerca de 60-70% do número de indivíduos e mais de 80% do total de biomassa verde aérea nas savanas amazônicas (Barbosa 2001). Somadas a outras espécies arbóreas comuns, formam a base da vegetação arbóreo-arbustiva de toda a área de savanas abertas (Barbosa 2004; Fearnside 2005). Essas espécies são consideradas como árvores-berçário, pois formam um ambiente sob sua copa rico em nutrientes e sombra, facilitando o desenvolvimento de diferentes espécies herbáceas e arbóreo-arbustivas. Essas espécies que se desenvolvem nesse ambiente geralmente têm suas sementes transportadas para esses micro-ambientes através do vento (anemocoria) ou, na maioria dos casos, por pássaros (zoocoria) que se utilizam dessas árvores como poleiros de descanso e/ou procriação (Barbosa et al. 2005).

### 2.1.5 Importância ecológica da fauna

Os estudos sobre a fauna das savanas amazônicas são escassos. No entanto, apesar das lacunas no conhecimento, os dados existentes mostram que essa fauna

---

<sup>1</sup> O índice de Shannon, também chamado de índice Shannon-Weaver ou de índice do Shannon-lener, é um dos diversos índices usados para medir a diversidade em dados categóricos. Trata-se de informação da entropia da distribuição, tratamento das espécies como símbolos e o tamanho da respectiva população como uma probabilidade (Galvin 1999).

apresenta características singulares, possuindo espécies que ocorrem exclusivamente nesse tipo de ecossistema.

A lista de espécies animais levantadas pelo Projeto Maracá<sup>2</sup>, embora mencione mais de 2.000 espécies entre mamíferos, aves, répteis, anfíbios, peixes e invertebrados, é resultado de coletas realizadas em sua maioria em ambientes florestais (Kinouchi & Lamberts 2005; Silva 2005). As coletas realizadas em poucas áreas de savanas revelaram que muitas espécies de artrópodes são encontradas exclusivamente nesse ecossistema. Das 14 espécies da ordem Odonata coletadas, 11 eram exclusivas desse ambiente (Machado et al. 1991). O mesmo aconteceu com as borboletas e vespas, das 30 espécies de borboletas, 16 ocorriam exclusivamente em savanas (Nascimento & Proctor 1994) e nenhuma das quatro espécies de vespas coletadas nas savanas foi observada em ambiente florestal (Raw 1998).

Estudos sobre aves, répteis e anfíbios também mostraram que esses grupos apresentam características particulares, uma vez que grande parte das espécies não ocorre nas florestas, campinas e campinaranas. As aves do lavrado estão distribuídas por quase 50 famílias, com destaque para *Tyrannidae* (30 espécies), *Formicariidae* (15 espécies) e *Psitaciidae* (14 espécies). Aproximadamente 210 espécies de aves ocorrem exclusivamente nas savanas amazônicas (Stotz 1997). Bons exemplos de espécies que se desenvolvem somente neste ambiente são o João-da-barba-grisalha (*Poecilurus kollari*) (Vale et al. 2005) e o chororó-do-rio-branco (*Cercomacra carbonaria*), ambos endêmicos do lavrado, ocorrendo apenas na região do médio e alto rio Branco (Barbosa et al. 2007). Essas duas espécies estão na lista da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), a primeira listada como espécie ameaçada de extinção com alto risco em curto prazo (Vale et al. 2005).

Das espécies de répteis e anfíbios registradas, muitas delas ocorrem exclusivamente nas savanas. Entre as ordens presentes, a de maior registro é a Ofídia, com 34 espécies distribuídas em cinco famílias, seguida da Anura (20 espécies, cinco famílias). Completam a lista, 17 espécies de lagartos divididos em oito famílias, três espécies de crocodilianos e duas espécies de quelônios terrestres (Nascimento 2005).

Em se tratando de peixes, é provável que a maioria das espécies levantadas esteja distribuída tanto nas áreas de floresta quanto nas áreas de savana. No entanto, as savanas amazônicas são de grande importância para a ictiofauna, pois os inúmeros

---

<sup>2</sup> O projeto Maracá consiste em trabalho de colaboração entre pesquisadores brasileiros e outras instituições públicas e privadas objetivando o levantamento ecológico de áreas da região amazônica abrangendo geomorfologia, solos, hidrografia, regeneração florestal, entomologia médica e desenvolvimento da Terra (Mielke & Casagrande 1991).

lagos temporários que se formam durante o período chuvoso abrigam uma grande fauna de peixes. Entretanto, ainda são necessários mais estudos para se conhecer a importância desse sistema de lagos temporários e perenes para a diversidade de outros grupos da fauna e para a manutenção das rotas de migração das aves entre as Américas (Barbosa et al. 2007). Por fim, em relação aos mamíferos, ainda não existe uma lista de animais coletados exclusivamente nas savanas, sendo assim, são necessários mais estudos nesse âmbito (Barbosa et al. 2007).

#### 2.1.6 Importância ecológica da flora

A origem da atual flora e diversidade de ecossistemas naturais das savanas vem das interações de fatores como clima, relevo, litologia, temperatura, umidade do ar, radiação solar, tipo de solo, vento, composição atmosférica e precipitação. Essas interações produziram ecossistemas em mosaico, formando veredas de buritizais, lagos, florestas ribeirinhas, ilhas de mata e florestas de altitude. As interações naturais desses ambientes produzem “rotas” de dispersão e trocas gênicas muito específicas nesse ambiente amazônico. Entretanto, a alta frequência do fogo, o pastoreio extensivo de diferentes criações de animais, o uso não-sustentável de recursos naturais (fauna e flora) e a recente reorganização da política pública local em apoiar grandes projetos de desenvolvimento nas áreas de savana (soja, silvicultura e arroz irrigado) estão alterando as paisagens naturais e quebrando as interações ecológicas desses ambientes (Barbosa et al. 2007).

Faz-se necessária, devido à grande biodiversidade dessas áreas, a proposição de áreas prioritárias para conservação nesse ecossistema, objetivando-se a conservação de espécies endêmicas ou regiões de alta diversidade biológica. No entanto, por ser um grande sistema de paisagens florestais e não-florestais e por causa da pouca disponibilidade de estudos focados nestas áreas, essa proposição ainda se mostra dificultosa (IBAMA 2006).

## CAPÍTULO 3

### MATERIAIS E MÉTODOS

Na Figura 1, é mostrado o fluxograma metodológico deste estudo com as principais atividades desenvolvidas.

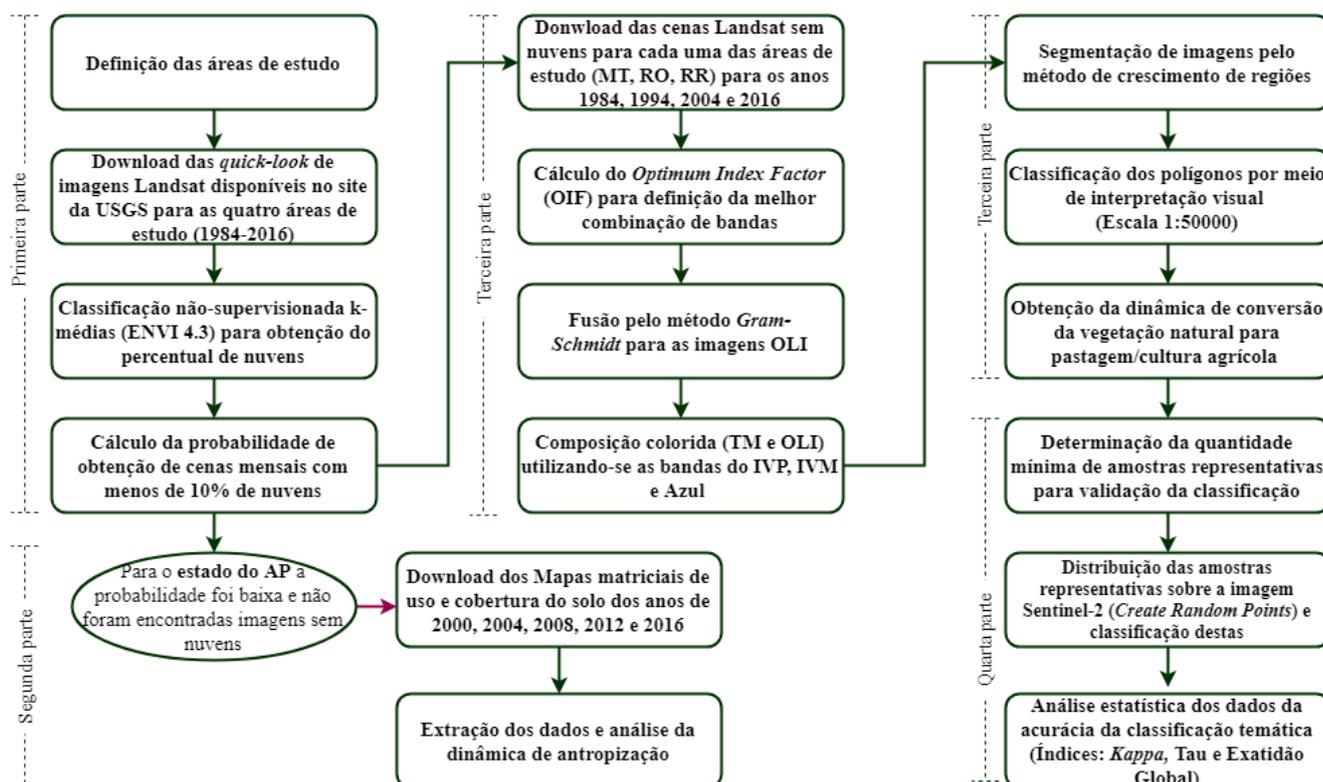


Figura 1 Fluxograma metodológico das principais etapas de trabalho.

### 3.1. Área de estudo

Como objeto deste estudo, foram selecionadas quatro áreas-teste em regiões classificadas como não-floresta na Amazônia Legal nos estados do Amapá, Mato Grosso, Rondônia e Roraima pelo projeto PRODES (Figura 2). Essas áreas foram selecionadas com base nos maiores aglomerados de vegetação não-florestal existentes, bem como, com auxílio de técnicos que trabalham com a região amazônica, escolhendo-se áreas que provavelmente teriam menos problemas de indisponibilidade de imagens por causa de nuvens.

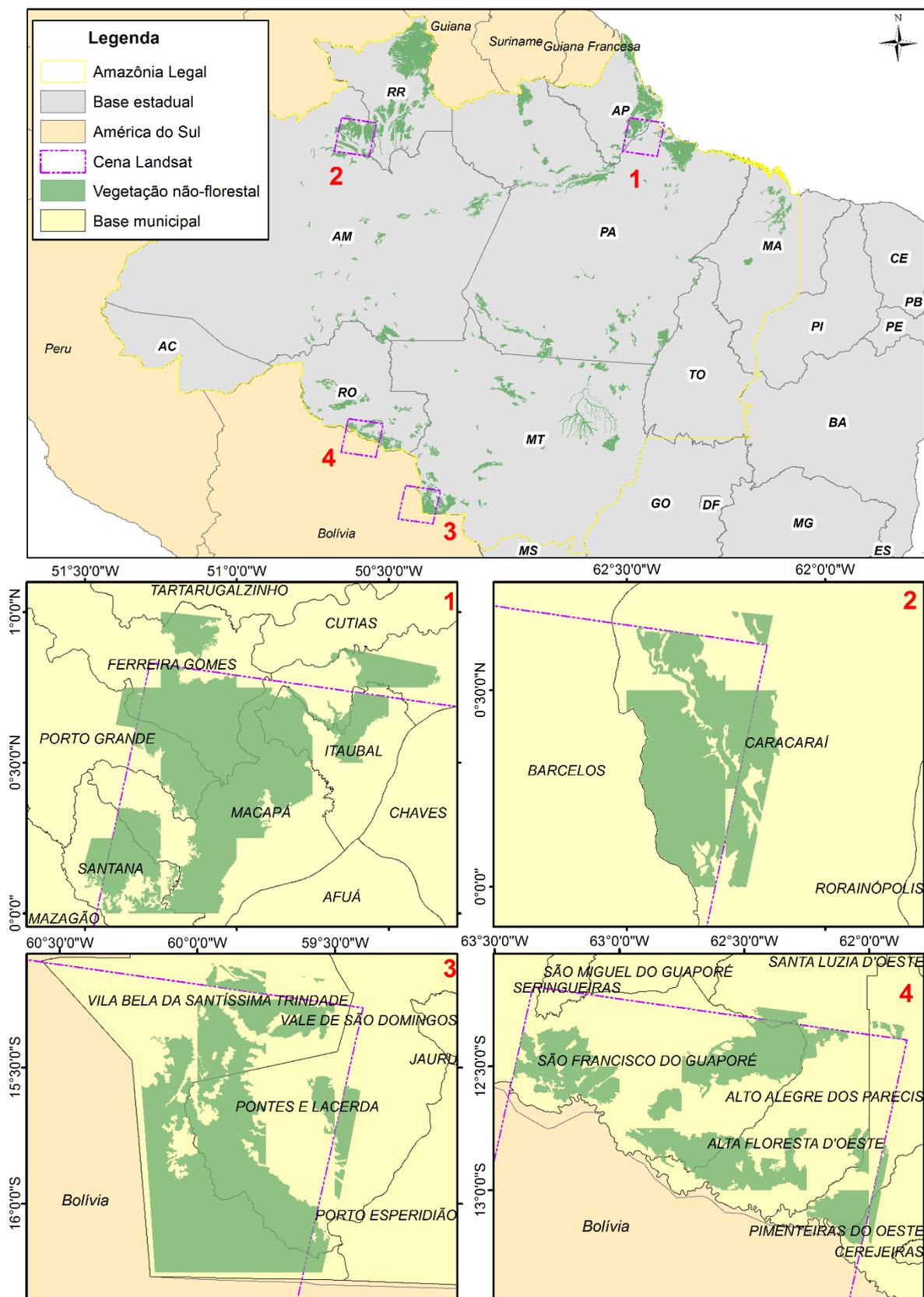


Figura 2 Áreas de estudo selecionadas nos estados de Amapá, Mato Grosso, Rondônia e Roraima, correspondentes a formações naturais não-florestais. Fonte dos polígonos não-florestais: Projeto PRODES/Inpe.

No estado do Mato Grosso, a área selecionada compreende os municípios de Vila Bela da Santíssima Trindade e Pontes e Lacerda. O município de Pontes e Lacerda é um dos maiores exportadores de carne do estado (SEPLAN 2014). No

estado de Rondônia, a área selecionada compreende os municípios de São Francisco de Guaporé, Alta Floresta D'Oeste e Alto Alegre dos Parecis. O município de São Francisco de Guaporé possui, como principal fonte de renda, a exploração de madeira e é um dos mais prósperos da região do Vale do Guaporé, onde muitas empresas se instalaram (IBGE 2016). O município de Alta Floresta D'Oeste encontra-se em franco desenvolvimento, sendo grande polo de desenvolvimento pecuário, seja do gado de corte ou gado leiteiro (IBGE 2016). O município de Alto Alegre dos Parecis é um dos maiores produtores agrícolas do estado.

No estado de Roraima, a área selecionada se encontra no município de Caracaraí. Parte dessa área se encontra no estado do Amazonas, no município de Barcelos, o maior do estado do Amazonas em área territorial e o segundo maior do Brasil (IBGE 2016). No estado do Amapá, a área selecionada compreende os municípios de Macapá, Itaubal, Ferreira Gomes, Porto Grande, Mazagão, Santana e Cutias.

As áreas externas ao limite da Amazônia Legal e áreas classificadas como floresta pelo projeto PRODES foram excluídas da imagem a ser processada, ou seja, foi feita uma máscara somente com as áreas de não-floresta, excluindo-se ainda as áreas de várzea e áreas alagadas.

### 3.2. Materiais

O material básico deste estudo foram as imagens dos satélites Landsat-5 *Thematic Mapper* (TM) e Landsat-8 *Operational Land Imager* (OLI) dos anos de 1984, 1994, 2004 e 2016. Essas imagens são disponibilizadas com resolução espacial de 30 metros e periodicidade de 16 dias (NASA 2017) e podem ser obtidas da página eletrônica da Agência Espacial Norte-Americana (NASA) (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Na Tabela 1, são mostradas as principais características das imagens analisadas nesse estudo. Como foram utilizados dois sensores diferentes (TM e OLI), na Tabela 2 são mostradas as bandas espectrais de operação de cada um dos sensores.

Tabela 1 Características das imagens dos satélites Landsat-5 TM e Landsat-8 OLI utilizadas nesse estudo.

Estado	Órbita/Ponto	Data de Passagem	% Cobertura de Nuvens
Amapá	225/60	-	

			- - -	Imagens com nuvens
Mato Grosso	229/71	19/06/1984		0
		17/07/1994		0
		28/07/ 2004		0
		29/07/ 2016		0
Rondônia	231/69	04/08/1984		0
		31/07/1994		0
		10/07/2004		0
		27/07/2016		0
Roraima	233/60	17/07/1984		0
		18/01/1994		0
		18/03/2004		0
		10/08/2016		0

Para o estado do Amapá, a estimativa de uso da terra foi obtida com base nos dados do projeto MapBiomas (MapBiomas 2018), que analisa, pixel a pixel, todas as cenas de um determinado ano (cerca de 23 cenas) para formar uma única cena que, em teoria, não há interferência de cobertura de nuvens. Mais detalhes do projeto MapBiomas são apresentados na seção 3.4. Para o processamento digital de imagens, foram utilizados os *softwares* ENVI 4.3™, ArcGIS 10.2™ e SPRING 5.0.1.

### 3.3. Levantamento do percentual de nuvens

Devido ao grande percentual de cobertura de nuvens ao longo do ano em imagens de satélite da região amazônica, fez-se necessário a procura de alternativas para minimizar esses efeitos e possibilitar o monitoramento dessa região. A cobertura de nuvem é a maior restrição para a obtenção de dados ópticos de sensoriamento remoto em regiões tropicais e a análise de cobertura de nuvem é um passo necessário antes de qualquer estudo com sensoriamento remoto óptico.

Tabela 2 Bandas espectrais dos sensores TM e OLI do satélite Landsat.

Banda	TM	OLI
1	Azul (0,45 - 0,52 $\mu\text{m}$ )	Costal aerossol (0,43 - 0,45 $\mu\text{m}$ )

2	Verde (0,52 - 0,60 $\mu\text{m}$ )	Azul (0,45 - 0,51 $\mu\text{m}$ )
3	Vermelho (0,63 - 0,69 $\mu\text{m}$ )	Verde (0,53 - 0,59 $\mu\text{m}$ )
4	Infravermelho próximo (0,76 - 0,90 $\mu\text{m}$ )	Vermelho (0,64 - 0,67 $\mu\text{m}$ )
5	Infravermelho médio (1,55 - 1,75 $\mu\text{m}$ )	Infravermelho próximo (0,85 - 0,88 $\mu\text{m}$ )
6	Infravermelho termal (10,4 - 12,5 $\mu\text{m}$ )	Infravermelho médio (1,57 - 1,65 $\mu\text{m}$ )
7	Infravermelho médio (2,08 - 2,35 $\mu\text{m}$ )	Infravermelho médio (2,11 - 2,29 $\mu\text{m}$ )
8	-	Pancromática (0,5 - 0,68 $\mu\text{m}$ )
9	-	Cirrus (1,36 - 1,38 $\mu\text{m}$ )

Desde 1984, os sensores TM e OLI registram imagens multiespectrais da superfície da Terra em um ciclo de 16 dias, com cada cena cobrindo uma área de 185 km x 185 km. O sensor ETM+, lançado em abril de 1999, fornecia imagens com resolução espacial de 15 m (pancromática), 30 m (visível e infravermelho de ondas curtas) e 60 m (infravermelho termal). No entanto, o ETM+ apresentou problemas técnicos em maio de 2003, comprometendo a aquisição de dados em algum grau a partir desse ano (Sano et al. 2007). O sensor OLI, lançado em fevereiro de 2013, opera nas faixas espectrais do visível, infravermelho próximo e de ondas curtas do espectro. Suas imagens possuem resoluções espaciais de 15 metros (banda pancromática) e 30 metros (bandas multiespectrais), abrangendo extensas áreas da superfície da Terra, ao mesmo tempo em que fornecem detalhes do terreno suficientes para distinguir características como centros urbanos, fazendas, florestas e outros usos da terra (Roy et al. 2014).

Inicialmente, foi realizado um levantamento da probabilidade mensal de se obter imagens com menos de 10% de cobertura de nuvens. Foram analisadas todas as imagens *quick looks* disponíveis para cada ano no período de janeiro de 1984 a dezembro de 2016 das cenas 225/60, 229/71, 231/69 e 233/60. O número de *quick looks* para cada cena variou, pois, em algumas datas, houve falha técnica do satélite e as imagens não foram disponibilizadas. O conjunto de dados de 1984 a 2012 foi adquirido pelo sensor TM (Sheffner 1994) e o conjunto de dados de 2013 a 2016 pelo sensor OLI (Roy et al. 2014).

A classificação não-supervisionada K-médias disponível no *software* ENVI 4.3<sup>TM</sup> foi aplicada a cada uma das cenas *quick look* para obter a porcentagem de

cobertura de nuvens. O algoritmo K-médias determina as médias iniciais de grupos arbitrários, que são especificados para cada um dos clusters  $K$  (a letra  $K$  é uma convenção comum para indicar o número de *clusters*). Cada pixel é então atribuído à classe mais próxima repetidamente, usando o critério de distância mínima (Paola & Schowengerdt 1997). Como um novo conjunto de médias de classes é obtido para cada iteração, os pixels são reatribuídos de acordo com essas novas médias, a menos que um desvio-padrão ou um limite de distância sejam especificados. Nesse caso, alguns pixels podem não ser classificados se eles não cumprirem os critérios predefinidos. As repetições continuam até atingir o máximo de número de iterações ou até que não haja alteração significativa no pixel de uma iteração para a próxima. Para este estudo, o número de classes espectrais foi definido empiricamente como 10 na classificação K-médias. Esse número foi obtido após alguns testes usando diferentes números de classes (tipicamente, de 2 a 15).

A probabilidade de obtenção de cenas mensais com menos de 10% de cobertura de nuvem foi calculada utilizando-se o modelo de probabilidade de distribuição Beta ( $\beta$ ), um tipo de distribuição para descrever dados empíricos (Benjamin & Cornell 1970):

$$P(z_a) = \int_0^{z_a} \frac{z^{\alpha-1}(1-z)^{\beta-1}}{B(\alpha, \beta)} dz$$

onde  $\alpha > 0$ ;  $\beta > 0$ ;  $B(\alpha, \beta) = \Gamma(\alpha)\Gamma(\beta) / \Gamma(\alpha+\beta)$ ;  $0 \leq z \leq 1$ ;  $\alpha$  e  $\beta$  são os parâmetros da função Beta ( $B(\alpha, \beta)$ );  $z_a$  é um valor específico da variável  $z$ , que representa a porcentagem relativa da cobertura de nuvem ( $z = 1$  significa 100% de cobertura de nuvens). Os parâmetros  $\alpha$  e  $\beta$  foram calculados por meio de ajuste da função de distribuição de probabilidade Beta, sendo observada a frequência de distribuição cumulativa da cobertura de nuvens. Esse ajuste foi realizado com base na função DISTBETA do Microsoft Excel™, utilizando-a como ferramenta de otimização (Sano et al. 2007).

### 3.4. Projeto MapBiomass

Uma das metodologias alternativas à utilização da série temporal dos produtos Landsat é o mosaico formado a partir das imagens Landsat disponíveis, excluindo-se as nuvens. Esse mosaico está disponibilizado pelo Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil (MapBiomass) que envolve uma rede colaborativa

com especialistas nos biomas, usos da terra, sensoriamento remoto, sistema de informações geográficas (SIG) e ciência da computação. O MapBiomas utiliza processamento em nuvem e classificadores automatizados desenvolvidos e operados a partir da plataforma *Google Earth Engine* para gerar séries históricas de mapas anuais de uso e cobertura da terra do Brasil.

O projeto nasceu da identificação, a partir das necessidades, da possibilidade de produção de mapas anuais de uso e cobertura da terra para todo o Brasil de forma a envolver menor custo, maior agilidade e com possibilidade de atualização constante, comparativamente aos métodos e práticas atuais, e que possibilitasse recuperar o histórico das últimas décadas. Verificou-se que existia essa possibilidade, desde que houvesse uma capacidade de processamento sem precedentes e um alto grau de automatização do processo, além da participação de uma comunidade de especialistas em cada bioma e temas transversais.

Sendo assim, foi estabelecido um contato com a *Google* que gerou um termo de cooperação técnica para desenvolver o projeto, utilizando-se, como base, a plataforma *Google Earth Engine*. O projeto teve início em julho de 2015 com um treinamento da equipe do MapBiomas sobre o *Google Earth Engine* em Mountain View, Califórnia (MapBiomas 2016).

Entre os produtos gerados pelo projeto estão os mosaicos de imagens do satélite Landsat para cada ano da série histórica, formado pela composição dos pixels representativos de cada conjunto de imagens de um local em um determinado período de tempo (filtrando as nuvens). Os períodos do ano em que são selecionadas as imagens variam conforme a região (por exemplo, período úmido na Caatinga). Cada mosaico contém 28 camadas de informação incluindo as bandas espectrais, frações e índices como o índice de fração por diferença normalizada (NDFI) e o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI). Os mosaicos podem ser acessados diretamente no *Google Earth Engine* para processamento ou via *download* (MapBiomas 2016).

Cada mosaico é produzido pela integração espacial das distintas cenas Landsat presentes em cada carta IBGE na escala 1:250.000, em cada um dos anos, e pela integração temporal pixel a pixel. São então aplicados índices espectrais, como NDVI, NDWI, EVI, entre outros, e modelos de mistura espectral, sendo os resultados destes combinados com bandas espectrais medianas para gerar o mosaico temporal final para cada ano, a partir do conjunto de cenas disponíveis para um determinado intervalo temporal. Esses intervalos temporais foram definidos em função da variação da fenologia das tipologias vegetais em cada um dos biomas brasileiros, como

estratégia para melhorar os resultados da classificação. As imagens utilizadas pelo MapBiomias foram as L1T TOA Pre-Collection, ou seja, convertidas em reflectância no topo da atmosfera (MapBiomias 2016).

Como produtos provenientes desses mosaicos, são realizadas as classificações que resultam nos mapas matriciais de uso e cobertura do solo para cada ano. Os mapas são atualizados cada vez que há um aperfeiçoamento nos algoritmos de classificação (MapBiomias 2016). Esses mapas encontram-se em formato *raster* com os valores de classificação atribuídos aos pixels. A metodologia de classificação utilizada é dinâmica com a finalidade de aperfeiçoar a classificação de cada tipologia.

Visando a substituição da metodologia proposta neste trabalho para a área de estudo do estado do Amapá, será utilizado o mapa resultante do mosaico do ano de 2016 para obter a porcentagem de áreas antrópicas na área de estudo e a porcentagem de conversão de vegetação natural em agricultura/pastagem entre estes anos.

Inicialmente, o procedimento realizado foi o *download* dos mapas de cobertura e uso da terra provenientes dos mosaicos dos anos de 2000, 2004, 2008, 2012 e 2016 da coleção 2, por meio da página eletrônica do projeto MapBiomias (<http://mapbiomas.org/>). Após os *downloads*, utilizou-se a feição de área não-florestal proveniente do mapa de vegetação do IBGE da área de estudo do estado do Amapá e efetuou-se um corte nos arquivos *raster*, visando otimizar o tempo de processamento nos *softwares* de geoprocessamento.

Após esse processamento inicial, foram extraídas as máscaras da área de não-floresta, referente à cena Landsat 225/60, no estado do Amapá, por meio da ferramenta “*Extract by Mask*” da caixa de ferramenta de análises espaciais do *software* ArcGIS para cada um dos anos considerados. O resultado desse procedimento são arquivos matriciais correspondentes à área de estudo selecionada, contendo, na tabela de atributos, a quantidade de pixels para cada valor pré-estabelecido pelo classificador do MapBiomias, sendo que cada um desses valores representa uma classe (Tabela 3).

Por fim, foram calculadas as porcentagens para cada uma das classes presentes na parcela referente à área de estudo. Essas classes foram agrupadas dentro das denominações vegetação natural e área antrópica, a fim de se obter a estimativa de antropização no ano de 2016.

Tabela 3 Códigos da legenda para os valores de pixel na Coleção 2 do MapBiomás. Fonte: MapBiomás (2016).

LEGENDA	Valor do Pixel
1. Floresta	1
1.1. Formações Florestais Naturais	2
1.1.1. Floresta Densa	3
1.1.2. Floresta Aberta	4
1.1.3. Mangue	5
1.1.4. Floresta Alagada	6
1.1.5. Floresta Degradada	7
1.1.6. Floresta Secundária	8
1.2. Silvicultura	9
2. Formações Naturais não Florestais	10
2.1. Áreas Úmidas Naturais não florestais	11
2.2. Vegetação Campestre (Campos)	12
2.3. Outras formações não florestais	13
3. Uso Agropecuário	14
3.1. Pastagem	15
3.1.1. Pastagem em Campos Naturais	16
3.1.2. Outras Pastagens	17
3.2. Agricultura	18
3.2.1. Culturas Anuais	19
3.2.2. Culturas Semi-Perene (Cana de Açúcar)	20
3.2.3. Mosaico de Cultivos	28
3.3 Agricultura ou Pastagem	21
4. Áreas não vegetadas	22
4.1. Praias e dunas	23
4.2. Infraestrutura Urbana	24
4.3. Outras áreas não vegetadas	25
5. Corpos D'água	26
6. Não observado	27

### 3.5. *Optimum index fator* (OIF)

A seleção apropriada das bandas multi-espectrais de Landsat é uma importante etapa de análise de imagens, pois pode enfatizar diferenças espectrais sutis entre alvos. Existe possibilidade de um total de 20 combinações a partir das seis bandas do satélite Landsat, tomadas três de cada vez. A decisão de escolher a melhor combinação com base apenas na análise visual pode ser difícil e demorada. Sendo assim, foi desenvolvida uma técnica que usa informações estatísticas das bandas para identificar a melhor combinação possível. Essa técnica, conhecida como *optimum index factor* (OIF), analisa o desvio-padrão e a correlação de todas as combinações possíveis de três bandas de um determinado sensor imageador. A melhor combinação é aquela que apresenta a maior quantidade de informação (maior somatória dos desvios-padrões) e com a menor quantidade de duplicação (menor correlação entre os pares de bandas) (Chavez Jr. et al. 1982).

Como as informações de vegetação (áreas de não-floresta) e solo devem ser enfatizadas neste estudo, o primeiro passo foi a exclusão dos pixels que representam outros tipos de alvos, o que assegura que as estatísticas da relação são influenciadas principalmente pelos dados de radiação espectral da vegetação e do solo. Essa exclusão foi realizada com base no mapa de vegetação do IBGE, onde foram selecionadas apenas as áreas pertencentes às classes Savana Arbórea-Arbustiva (Cerrado típico), Savana Gramíneo-Lenhosa (Campo Limpo) e Campinarana.

As estatísticas de cada banda (desvio-padrão e correlação) foram calculadas no *software* ENVI 4.3, por meio da ferramenta *Compute Statistics*. Em seguida, foi calculado o OIF, valor baseado na variação e correlação entre os diferentes índices. O OIF apresenta a variância dos índices individuais usando seus desvios-padrões e a correlação entre os índices determinados pelos seus coeficientes de correlação. O OIF é calculado para cada uma das 20 combinações possíveis, dividindo-se a soma dos desvios-padrões de cada três componentes da razão pela soma do valor absoluto dos coeficientes de correlação calculados para as mesmas três razões tomadas duas vezes (Chavez Jr. et al. 1982):

$$OIF = \sum_{i=1}^3 DPi / \sum_{j=1}^3 CCj$$

Onde  $DPi$  = desvios-padrões das três bandas consideradas; e  $CC$  = coeficientes de correlação das três bandas consideradas.

Após o cálculo do OIF, foi obtida a média dos valores das combinações para os sensores OLI e TM, de acordo com a combinação testada. Foi então selecionado o maior valor obtido e as combinações RGB que apresentavam esses valores mais altos eram as que possuíam maior quantidade de informações para as características selecionadas (vegetação e solo).

Vale considerar que se apenas os desvios-padrões ou a informação de correlação das bandas individuais é utilizada para selecionar a tríade que deve fazer parte das composições, a seleção pode ser feita de forma inapropriada. Isso pode ocorrer porque os pares de razão que têm o maior desvio-padrão também podem ser altamente correlacionados, e vice-versa.

### 3.6. Fusão de imagens

As técnicas de fusão de imagens são empregadas tendo como principal objetivo aumentar a resolução espacial de imagens multiespectrais de média resolução, combinando as imagens multiespectrais com outra pancromática de alta resolução espacial. Essa técnica agrupa as informações espectrais contidas nas imagens multiespectrais com as características espaciais da imagem pancromática, gerando uma imagem híbrida final. Essa técnica foi aplicada nas imagens Landsat-8 OLI do ano de 2016.

Para este estudo, foram avaliados os desempenhos dos métodos de fusão IHS (derivado de HSV, em que H = *Hue* – Matiz; S = *Saturation* – Saturação; e V = *Value* – Intensidade) e *Gram-Schmidt Spectral Sharpening*. No primeiro método, a fusão é limitada para três bandas de uma imagem multiespectral, pois a técnica consiste em combinar imagens no sistema de cores vermelho (R), verde (G) e azul (B), para produzir as componentes intensidade (I), que representa a energia total envolvida, matiz (H), que representa a cor dominante ou a medida do comprimento de onda médio da luz que foi refletida ou transmitida, e saturação (S), que expressa o intervalo de comprimento de onda ao redor do comprimento de onda médio, no qual a energia é refletida ou transmitida. Com a obtenção dessas componentes, substitui-se a componente I pela imagem pancromática, de maior resolução espacial, no procedimento de retorno ao domínio RGB (Figura 3) (Mather 1999; Gonzalez & Woods 2000; Tu et al. 2001; Adami et al. 2007). Dessa maneira, a informação espectral da composição RGB é integrada à informação espacial da banda pancromática (Schetselaar 1998).

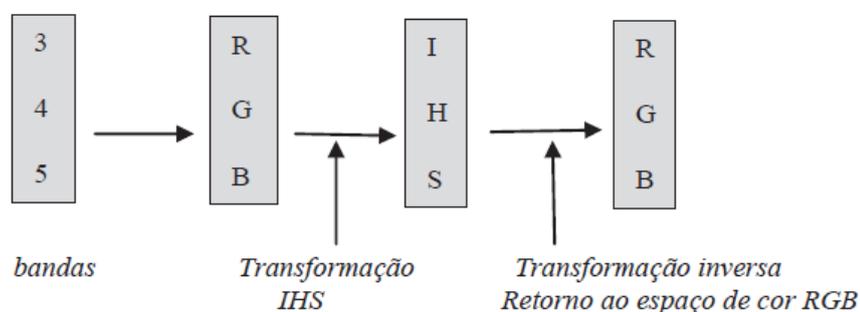


Figura 3 Processo de fusão pelo método IHS. Fonte: adaptado de Meneses & Almeida (2012).

Para aplicação do IHS, foram usadas as seguintes combinações de bandas multiespectrais do sensor OLI com resolução espacial de 30 m e cores: 7R5G2B

(banda 7, infravermelho médio, comprimento de onda de 2,11 - 2,29  $\mu\text{m}$ ; banda 5, infravermelho próximo, comprimento de onda de 0,85 - 0,88  $\mu\text{m}$ ; banda 2, azul, comprimento de onda de 0,45 - 0,51  $\mu\text{m}$ ) e a imagem pancromática (comprimento de onda de 0,50 – 0,68  $\mu\text{m}$ ) com resolução espacial de 15 m. Para cada transformação, igualaram-se a média e a variância da banda pancromática em relação à banda I para uniformizar as informações das bandas a serem trocadas (Gonzales & Woods 2000; Tu et al. 2001). O uso da combinação R7G5B2 foi realizado em função do resultado da aplicação do OIF, que apontou a melhor combinação para identificar a vegetação, objeto de estudo deste trabalho.

Posteriormente, foi testado o método de *Gram-Schmidt Spectral Sharpening*. Inicialmente, uma banda pancromática é simulada a partir das bandas de menor resolução espacial. Na sequência, uma transformação de *Gram-Schmidt* é efetuada na banda pancromática e nas bandas espectrais, onde a banda pancromática simulada é empregada como primeira banda. Em seguida, a banda pancromática de alta resolução espacial é trocada pela primeira banda *Gram-Schmidt*. Por último, a transformação inversa da *Gram-Schmidt* é então aplicada para formar as bandas espectrais fusionadas (RSI 2005).

Visando a aplicação do método *Gram-Schmidt*, foram utilizadas as bandas 2, 3, 4, 5, 6 e 7 do sensor OLI, além da banda pancromática, com resolução espacial de 15 m. Por fim, foi realizada uma análise qualitativa, ou seja, uma análise visual para determinar qual produto apresentou melhor qualidade radiométrica para as análises posteriores, visando o melhor desenvolvimento do trabalho e alcance dos objetivos propostos.

### **3.7. Segmentação por crescimento de regiões**

O algoritmo de segmentação particiona uma imagem em função de algumas características espaciais homogêneas, por meio de definição de bordas, detecção de discontinuidades nas imagens e extração de regiões por meio de algoritmos específicos para detectar similaridade entre pixels (Ait Belaid et al. 1992). Existem dois tipos de segmentação de imagens disponíveis no Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas (SPRING, versão 5.0.1), o crescimento de regiões e a detecção das bordas ou detecção de bacias.

A técnica de crescimento de regiões tem por objetivo fragmentar uma região em unidades homogêneas, considerando algumas de suas características intrínsecas como, por exemplo, o nível de cinza dos pixels, textura e contraste (Woodcock et al.

1994). Segundo INPE (1996), entende-se por regiões, um conjunto de pixels contíguos, espalhados bidirecionalmente e apresentando uniformidade espectral. Enquanto o método de detecção de bordas utiliza a diferença de valores de pixel, ou seja, descontinuidades no nível de cinza da imagem, o algoritmo de crescimento de regiões realiza uma busca por grupos de pixels com alguma propriedade de similaridade, caracterizando os pixels de uma área com níveis de cinza similares como pertencentes a uma mesma região. Inicialmente, o método começa com um pixel, e a partir desse pixel, examina seus vizinhos, numa sequência, para decidir se eles possuem níveis de cinza similares, segundo o critério de similaridade escolhido. Se os pixels vizinhos analisados forem aceitos como similares, então eles são agrupados ao pixel inicial (semente) para formar uma região. Dessa forma, as regiões vão sendo desenvolvidas a partir de pixels sementes únicos (Pavlidis 1982).

Uma forma melhorada é não começar com pixels, mas com uma região da imagem em um conjunto de pequenas regiões. Um teste de uniformidade é então aplicado para cada região. Se o teste não atender a condição de uniformidade, a região é subdividida em elementos menores até que todas as regiões fiquem uniformes. A vantagem em usar pequenas regiões ao invés de pixels é a redução da sensibilidade ao ruído (Gonzalez & Woods 2002).

Neste estudo, a técnica de segmentação utilizada foi a segmentação por crescimento de regiões, uma vez que a grande maioria dos trabalhos de segmentação de imagens no SPRING tem utilizado esse método (Barbosa et al. 2000; Câmara et al. 2006; Da Cruz et al. 2009). Foram utilizadas as imagens Landsat em sua melhor combinação, conforme o OIF calculado, ou seja, R7G4B1 para as imagens do Landsat-5 TM e R7G5B2 para as imagens do Landsat-8 OLI.

Realizada a composição de bandas, foi aplicada a máscara do PRODES de vegetação classificada como não-floresta (savanas amazônicas), para então ser aplicada a segmentação somente nos polígonos onde haviam as áreas de interesse neste estudo. O algoritmo de crescimento de regiões, conforme já mencionado anteriormente, parte de um “pixel-semente” e, posteriormente, agrupa os pixels adjacentes que possuem características similares e que satisfazem os critérios de similaridade e de área. O primeiro critério é o limiar, abaixo do qual duas regiões são consideradas similares e então agrupadas. O segundo é o valor da área mínima dado em número de pixels, para que uma região seja individualizada.

Os limiares de similaridade e área foram definidos de forma empírica. Para similaridade, utilizou-se o valor 5 (dois pixels adjacentes cuja diferença nos seus valores digitais for inferior a 5, serão classificados como sendo de mesma classe) e,

para o limiar de área, utilizou-se o valor 67, que se refere à área mínima a ser segmentada e a unidade de medida é em pixels. Neste caso, a área mínima foi de 67 pixels. Como a cena Landsat tem resolução espacial de 30 metros, isso significa que a menor área a ser segmentada será de  $67 \times 30 \times 30 = 60.300 \text{ m}^2$  ou 6,03 hectares para as imagens do Landsat-5. Para as imagens do Landsat-8, utilizou-se um limiar de similaridade de 67 e um limiar de área de 67. Os segmentos foram classificados pelo método do Iseseg (classificador não-supervisionado), com limiar de aceitação de 95% para as imagens do Landsat-5 e de 96% para as imagens Landsat-8.

Iseseg é um algoritmo utilizado para classificar regiões de uma imagem segmentada. O mesmo consiste em uma ação de agrupamento de dados aplicado sobre o conjunto de regiões, que por sua vez são caracterizadas por seus atributos estatísticos de média, matriz de covariância e área (INPE 2018b). Os limiares precisam ser bem definidos, uma vez que, se forem muito baixos, o processo não atribuirá muitos pixels às classes. Por outro lado, se forem muito altos, os pixels representativos de diferentes classes serão incorretamente agrupados (Schoenmakers et al. 1991). Os resultados gerados pela segmentação e classificação do SPRING foram exportados para o formato vetorial (shapefile) para posterior interpretação visual dos segmentos.

### **3.8. Interpretação visual**

A interpretação dos segmentos foi realizada visualmente, em uma escala de 1:50.000, segmento por segmento na tela do computador, utilizando a imagem ao fundo, no *software* ArcGIS 10.2. As classes temáticas consideradas foram: Natural, Antrópico, Queimada e Água.

A classe Natural envolve as áreas de vegetação natural de vegetação não-florestal, uma vez que as parcelas analisadas foram recortes que excluíram as áreas florestais e outras formações de vegetação natural a partir do mapa de vegetação do IBGE. A classe Natural não abrangeu as áreas de vegetação natural alagada. A classe Antrópico envolveu tanto cultivos agrícolas quanto áreas de produção pecuária (pastagens). A classe Queimada abrangeu as áreas de queimada natural, pois as áreas de queimada proposital foram incluídas na classe Antrópico. Por fim, a classe Água abrangeu as áreas alagadas, corpos d'água e reservatórios presentes nas áreas de estudo.

A interpretação visual das imagens na tela do computador é um procedimento realizado por meio de uma observação interativa entre o analista e o computador,

permitindo observar vários planos de visualização de forma simultânea. Por meio dessa metodologia, é possível identificar e mapear as áreas antrópicas dentro dessas áreas não-florestais da Amazônia. As respostas espectrais das áreas de savanas amazônicas se confundem facilmente com as respostas espectrais das áreas de pastagem. Para auxiliar nesse processo de identificação com maior precisão, adotou-se o procedimento de sobreposição de imagens de diferentes datas para comparar áreas que geraram dúvidas. Esse procedimento é realizado de forma interativa até que o intérprete esteja convencido de que a classificação corresponde à realidade de campo. Essa fase é a mais demorada de todo o processo de mapeamento das áreas desmatadas (agricultura/pecuária), pois exige uma análise visual cuidadosa das imagens.

### 3.9. Validação dos dados de classificação

A avaliação da acurácia temática para as classificações foi realizada com base nas imagens do satélite Sentinel-2, nível de processamento 1C. O Sentinel-2 opera com o sensor *Multispectral Instrument* (MSI), composto por 13 bandas espectrais nas faixas espectrais do visível e infravermelho próximo e médio, com resoluções espaciais que variam de 10 a 60 metros, dependendo da banda (Tabela 4) (ESA 2018a).

Tabela 4 Resolução espacial e espectral do satélite Sentinel-2.

Banda	Resolução Espacial (m)	Nome da Banda	Comprimento de Onda (nm)
2	10	Azul	490
3		Verde	560
4		Vermelho	665
8		Infravermelho Próximo	842
5	20	<i>Red Edge 1</i>	705
6		<i>Red Edge 2</i>	740
7		<i>Red Edge 3</i>	783
8A		<i>Red Edge 4</i>	865
11		Infravermelho próximo	1610
12	Infravermelho próximo	2190	
1	60	Aerossol	443

9	Vapor d'Água	940
10	Cirrus	1375

---

Fonte: ESA (2018a).

Os produtos do Sentinel-2 disponíveis aos usuários estão divididos nos níveis de processamento 0, 1A, 1B, 1C e 2A. O nível 0 corresponde a dados brutos e comprimidos. O nível 1 corresponde a dados brutos sem compressão, com bandas espectrais grosseiramente georreferenciadas e dados auxiliares anexados. Os dados no nível 1B referem-se a radiâncias com correção radiométrica. Os produtos do nível 1C abrangem correções radiométricas e geométricas, incluindo retificação ortográfica e geração de máscaras de nuvem e terra/água. O produto do nível 2A são imagens convertidas para reflectância na base da atmosfera (*Bottom Of Atmosphere Reflectance* ou BOA). Este produto é obtido a partir de imagens Sentinel-2 Nível 1C (com correção de reflectância no topo da atmosfera ou TOA). (ESA 2018b).

A missão Sentinel-2 compreende dois satélites separados entre si de 180° e colocados em uma mesma órbita polar. Destina-se a monitorar as condições da superfície terrestre. A sua ampla largura de faixa (290 km) e alta frequência de revisita (10 dias no equador com um satélite e 5 dias com dois satélites) resulta em uma periodicidade de 2-3 dias em latitudes médias. Os limites de cobertura são entre as latitudes 56° sul e 84° norte. A órbita é síncrona a 786 km de altitude (14 + 3/10 rotações por dia) com a passagem pelo equador às 10h30 (hora local, passagem descendente) (ESA 2018c).

Cada um dos satélites pesa aproximadamente 1,2 toneladas. Ambos foram lançados com o lançador europeu VEGA. A vida útil do satélite é de 7,25 anos, o que inclui uma fase de testes em órbita de três meses. Baterias e propelentes foram fornecidos para acomodar 12 anos de operações, incluindo manobras de descarte em fim de vida útil. O sistema de satélites foi desenvolvido por um consórcio industrial liderado pela Astrium GmbH (Alemanha). A Astrium SAS (França) é responsável pelo Instrumento Multi Espectral (MSI) (ESA 2018c).

A avaliação da acurácia da classificação visual foi feita a partir das seguintes etapas: determinação da combinação RGB de bandas para garantir uma melhor identificação dos alvos, determinação da quantidade de amostras e distribuição dessas sobre a área; e checagem por interpretação visual. Essa validação foi realizada somente em relação à classificação das imagens de 2016, uma vez que as imagens do Sentinel-2 estão disponíveis somente a partir de 2015.

A combinação de bandas do Sentinel-2 utilizada para validação da classificação temática foi a R4G8B2. Essa combinação foi selecionada, uma vez que as bandas do infravermelho próximo, vermelho e verde possuem resolução espacial de 10 m, possibilitando melhor identificação dos alvos.

O número de amostras mínimas representativas para validação dos polígonos de desmatamento nas áreas de não-floresta foi calculado a partir da fórmula abaixo (Larson & Farber 1999):

$$n = \frac{N Z^2 p (1 - p)}{(N - 1) e^2 + Z^2 p (1 - p)}$$

onde  $n$  = tamanho da amostra;  $N$  = tamanho do universo;  $Z = 1,96$  (nível de confiança de 95%);  $e$  = margem de erro máximo (5%); e  $p$  = proporção (50%). Por exemplo, se o seu universo for de 3.770 polígonos, o tamanho da amostra será de  $n = 349$ .

Definido o tamanho da amostra para a área de estudo, realizou-se uma amostragem aleatória para cada uma das áreas de estudo, por meio da ferramenta *Create Random Points*, disponível no *software* ArcGIS 10.2. Foi utilizado como espaço amostral, a parcela de área não-florestal analisada para cada um dos estados, resultando em um arquivo de pontos espaçados aleatoriamente. Posteriormente, foi realizada a atribuição das classes correspondentes a cada amostra por meio de interpretação visual na tela do computador, utilizando a imagem Sentinel-2 ao fundo. Esses pontos foram checados e classificados com rigor para então ser conferida a validade da classificação realizada neste trabalho.

As análises visuais com o objetivo de validação foram realizadas com base em mosaico de imagens Sentinel-2, utilizando-se imagens de períodos mais próximos possíveis das imagens Landsat e com baixos percentuais de nuvens. Ressalta-se que não foram validadas todas as classificações realizadas, ou seja, toda a série temporal classificada, somente as classificações do ano de 2016, por causa da disponibilidade de imagens Sentinel-2. As cenas utilizadas e as correspondentes datas de passagem são mostradas na Tabela 5.

Tabela 5. Datas das imagens Sentinel-2 utilizadas na etapa de validação dos resultados da interpretação de imagens Landsat.

<b>Estado</b>	<b>Landsat</b>	<b>Sentinel-2</b>	<b>Data de passagem</b>
MT	229/71	20LRJ	14/06/2016
		20LRH	14/06/2016
RR	233/60	20NNF	06/12/2015

		20LMN	20/06/2016
		20LNL	17/07/2016
RO	231/69	20LNL	30/07/2016
		20LNM	17/07/2016
		20LNM	20/06/2016

---

Após a análise visual rigorosa das imagens de alta resolução, os dados obtidos foram então utilizados como dados de referência (verdade de campo) para a construção de uma matriz de confusão, permitindo o cálculo da exatidão global, índices *Kappa* e Tau e coeficientes de concordância total.

As equações utilizadas, Exatidão Global (*G*), *Kappa* (*K*) e Tau (*T*), foram descritas por Brites et al. (1996):

$$G = (\sum_{i=1}^M n_{ii}) / N ;$$

$$K = (P_o - P_c) / (1 - P_c)$$

$$T = (P_o - \frac{1}{M}) / (1 - \frac{1}{M});$$

onde  $\sum_{i=1}^M n_{ii}$  = somatório dos pontos classificados corretamente para cada classe; *N* = número total de pontos da matriz de confusão; *P<sub>o</sub>* = proporção de unidades que concordam plenamente; *P<sub>c</sub>* = proporção de unidades que concordam por casualidade; e *M* = número de categorias na classificação.

## CAPÍTULO 4

### RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os principais resultados deste estudo são apresentados neste capítulo por meio de mapas temáticos, gráficos e dados estatísticos. Inicialmente, são apresentados os gráficos com os resultados da probabilidade de se obter imagens com menos de 10% de cobertura de nuvens. Posteriormente, são mostrados os valores de OIF obtidos nesse estudo, bem como as comparações com as combinações utilizadas em outras pesquisas. Em seguida, são mostrados os resultados dos dois métodos de fusão testados neste trabalho (HSV e *Gram-Schmidt*).

Os dados de conversão de formações não-florestais para cultura agrícola/pastagem são discutidos com suporte de mapas temáticos e de gráficos contendo os percentuais de cobertura antrópica nas áreas de estudo selecionadas e dentro da série histórica analisada (1984, 1994, 2004 e 2016). Por fim, são discutidos os resultados da verificação da acurácia temática para as classificações realizadas.

#### **4.1. Probabilidade de obtenção de imagens Landsat com menos de 10% de cobertura de nuvens**

As Figuras 4 a 7 mostram a probabilidade de se obter imagens com menos de 10% de cobertura de nuvens nas órbitas/pontos 229/71 (Mato Grosso), 231/69 (Rondônia), 233/60 (Roraima) e 225/60 (Amapá). Basicamente, todas as figuras, com exceção da relativa ao Amapá, apresentaram uma distribuição próxima do normal. Em outras palavras, a maior probabilidade de se obter imagens com menos de 10% de cobertura de nuvens corresponde aos meses de junho, julho e agosto (estação seca), enquanto a menor probabilidade corresponde aos meses de novembro, dezembro, janeiro e fevereiro. Regra geral, a probabilidade na estação seca não chega a ultrapassar os 50%, enquanto na estação chuvosa, não ultrapassa os 10%. No Amapá, que é o estado brasileiro bastante conhecido pela dificuldade em obtenção de imagens ópticas sem cobertura de nuvens, mesmo na estação seca, a probabilidade é notoriamente baixa, com máxima de 18% em junho.

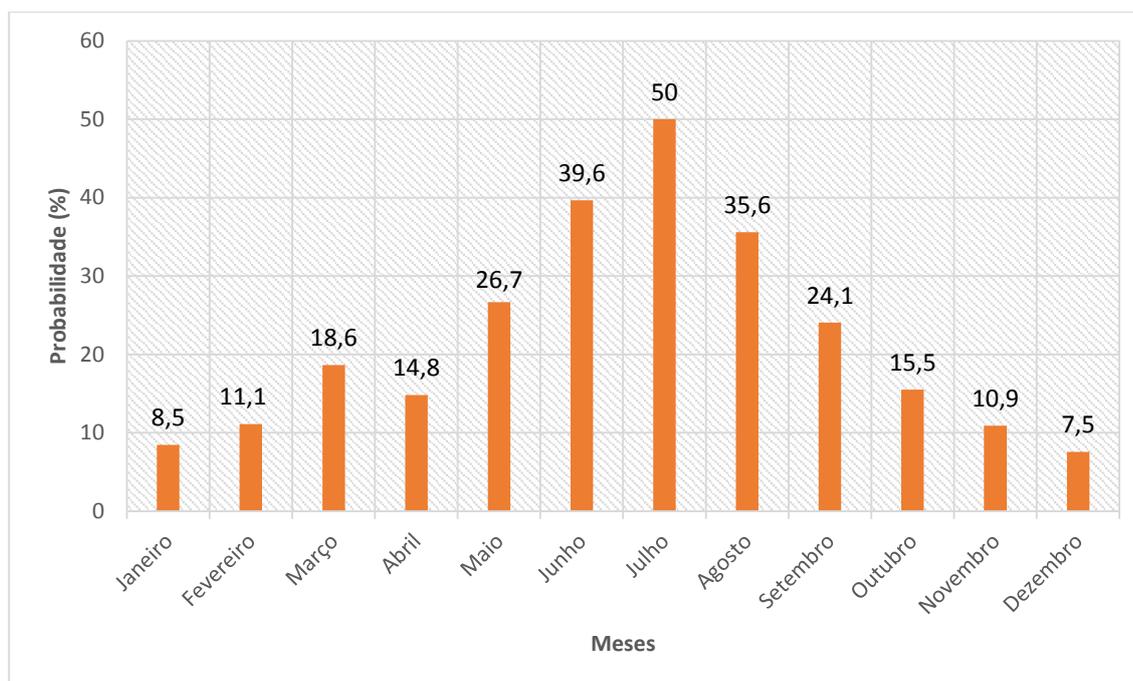


Figura 4. Probabilidade mensal de obter imagens com menos de 10% de cobertura de nuvens em cenas Landsat (órbita/ponto: 229/71 – Mato Grosso).

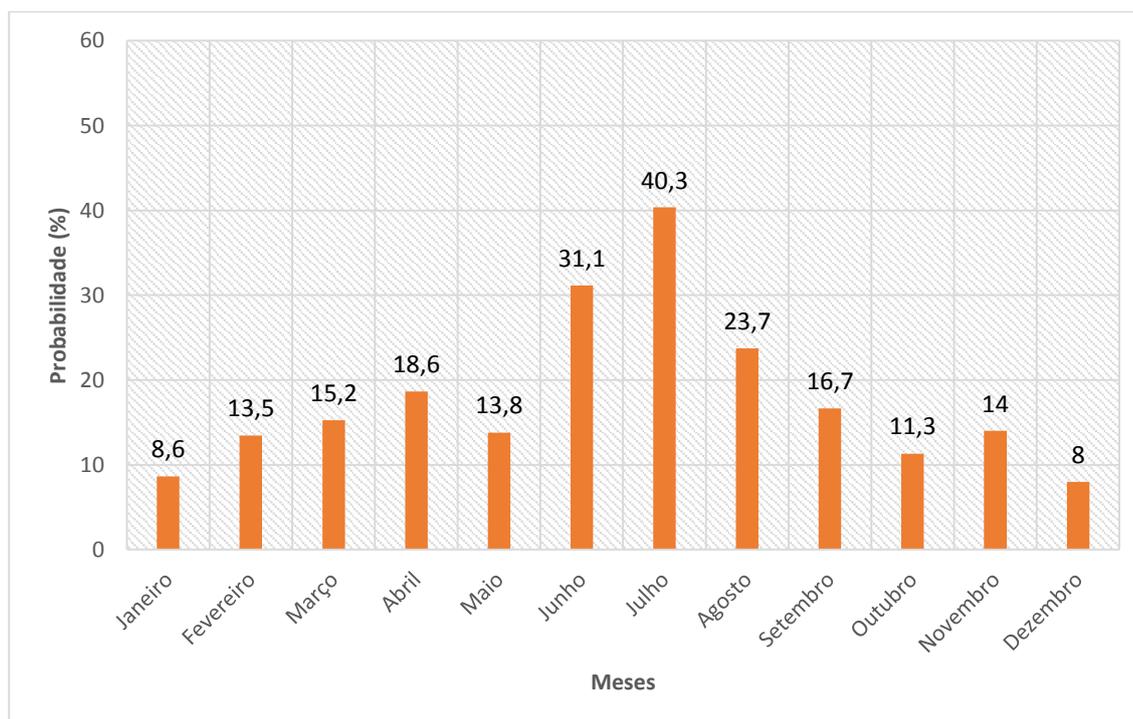


Figura 5. Probabilidade mensal de obter imagens com menos de 10% de cobertura de nuvens em cenas Landsat (órbita/ponto: 231/69 - Rondônia).

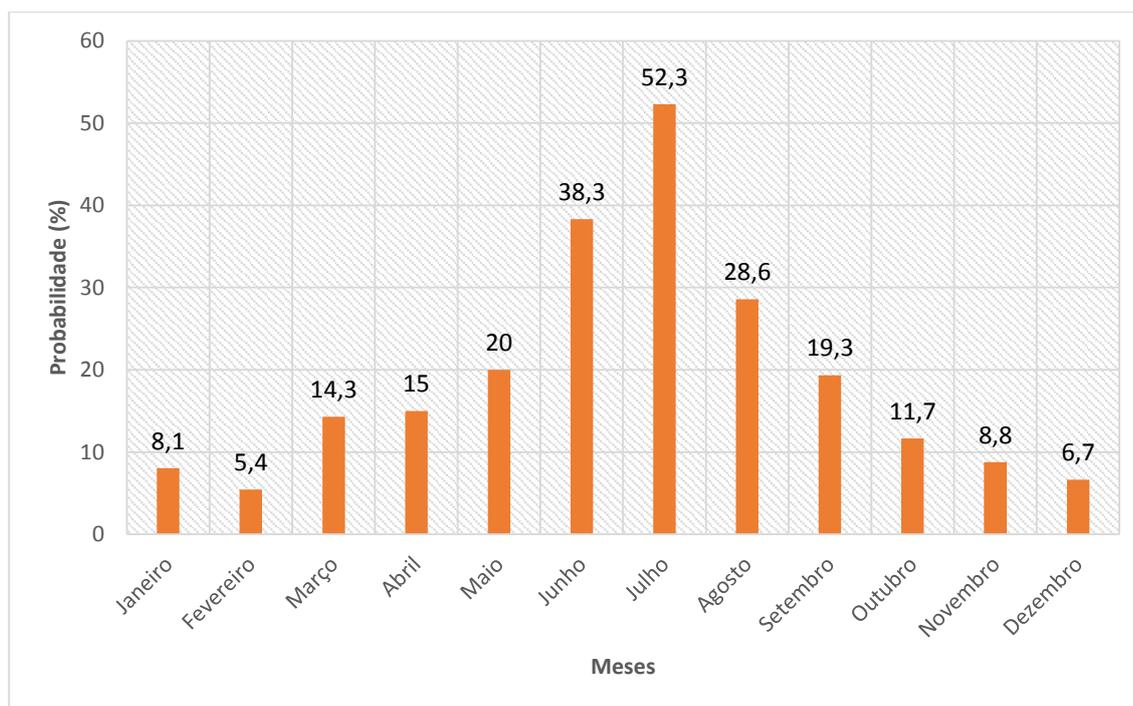


Figura 6. Probabilidade mensal de obter imagens com menos de 10% de cobertura de nuvens em cenas Landsat (órbita/ponto: 233/60 - Roraima).

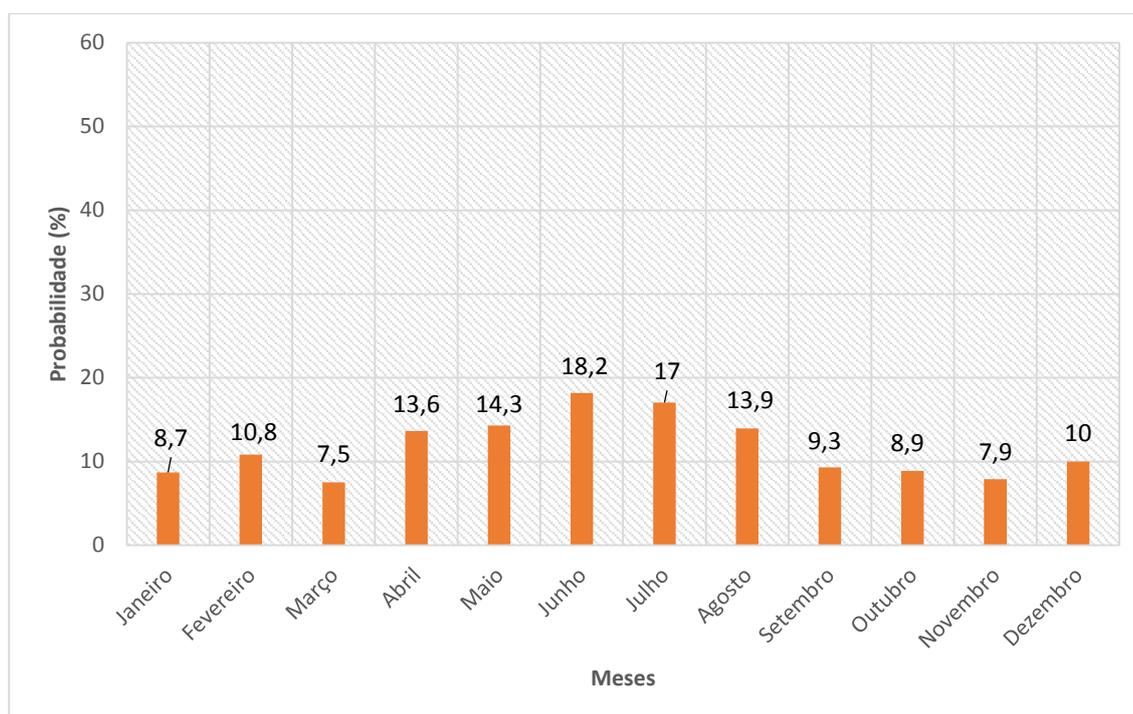


Figura 7. Probabilidade mensal de obter imagens com menos de 10% de cobertura de nuvens em cenas Landsat (órbita/ponto: 225/60 - Amapá).

Essas estatísticas, de certo modo, foram confirmadas na etapa deste estudo relativo a levantamento de imagens disponíveis para as áreas de estudo localizadas nos estados de Mato Grosso, Rondônia e Roraima, para os anos de 1984, 1994, 2004 e 2016. Pelo menos uma imagem para cada estado e ano foi possível de ser obtida,

sem cobertura de nuvens, com exceção do Amapá, onde não foi encontrada nenhuma imagem dentro dos anos a serem estudados com menos de 10% de cobertura de nuvens.

Nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro (pico da estação chuvosa), observou-se uma probabilidade inferior a 10%, enquanto para os meses seguintes, março, abril e maio (final da estação chuvosa), houve um pequeno aumento na probabilidade, mas ainda mantendo-se abaixo de 30%. Para os meses de junho, julho e agosto (pico da estação seca), nos estados de Mato Grosso, Rondônia e Roraima, a chance de obter imagens sem cobertura de nuvens é a mais alta no ano. No entanto, para o estado do Amapá, a probabilidade continuou pequena mesmo nesse período seco, não chegando a 20%. Segundo a estimativa conduzida por Asner (2001), a probabilidade de se obter ao menos uma cena por ano com menos de 30% de cobertura de nuvens no Amapá era próxima de zero.

Dessa forma, fez-se necessária a utilização de uma metodologia alternativa para o monitoramento da área de não-floresta presente no estado do Amapá, uma vez que a metodologia de monitoramento adotada inicialmente neste trabalho não poderá ser aplicada devido à aquisição de imagens ópticas ser dependente de ausência de cobertura de nuvens ou de fumaça durante a passagem do satélite, e a capacidade de penetração da radiação eletromagnética (REM) incidente é restrita à porção superior do dossel ou dos solos (Sano et al. 2009).

Sano et al. (2009) realizou o mesmo processo de levantamento descrito para o bioma Cerrado, com o objetivo de avaliar o quanto a nebulosidade pode impedir o monitoramento desse bioma a partir de sensores semelhantes a Landsat. Nesse trabalho, os autores também utilizaram *quick looks* do período de 1984 a 2003, obtendo-se resultados semelhantes aos alcançados neste trabalho, com maiores probabilidades de obtenção de imagens com menos de 10% de nuvens nos meses de junho a setembro.

Ainda em relação ao estudo de Sano et al. (2009), para o Cerrado, observou-se níveis de probabilidade de obter imagens sem cobertura de nuvens bem maiores do que para a Amazônia, conforme estudo conduzido por Asner (2001). A probabilidade de obter imagens com menos de 10% de cobertura de nuvens na estação mais seca no Cerrado é, em média, de 94%, enquanto na região da Amazônia a probabilidade não ultrapassou 55% no mês de julho, mês de maior probabilidade (Asner 2001). Confirmando essa maior dificuldade em utilizar imagens Landsat para monitoramento da Amazônia, Sano et al. (2009) verificaram que durante a estação das chuvas, as regiões de transição com a Amazônia (norte dos estados de Mato

Grosso, Tocantins, Maranhão e Piauí) tendem a ter condições de nebulosidade mais persistentes e mais densas. Asner (2001) verificou ainda que somente 13% de toda a Amazônia brasileira tinham uma chance de 90-100% de obter imagens de superfície bem-sucedidas nos "melhores" meses de julho ou agosto.

#### **4.2. *Optimum Index Factor (OIF)***

Na Tabela 6, são mostrados os resultados do cálculo do OIF. O valor de OIF mais alto foi obtido para as bandas 1, 4 e 7 do satélite Landsat-5 TM e para as bandas 2, 5 e 7 para o satélite Landsat-8 OLI.

Para as imagens do Landsat-8, outra tríade que apresentou alto valor de OIF foi a combinação das bandas 4, 5 e 7 (vermelho, infravermelho próximo e infravermelho médio, respectivamente), no entanto, a combinação envolvendo a banda do azul ao invés do vermelho foi escolhida para o trabalho de identificação das áreas antropizadas.

Esses conjuntos de imagens, segundo os critérios do OIF, apresentam as maiores quantidades de informação e menores taxas de redundância entre as bandas analisadas, mostrando o melhor conjunto de dados para uma composição colorida, considerando apenas os critérios estatísticos (Gonçalves et al. 2009). Considerando os trabalhos de Campos et al. (2004) que utilizaram a composição 5R4G3B de imagens do satélite Landsat-5 TM para analisar a evolução do uso da terra no período de 1996 a 1999 no município de Botucatu/SP e de Sano et al. (2010) que mapearam o bioma Cerrado utilizando composições coloridas 4R5G3B do satélite Landsat-7 ETM+ obtidas no ano de 2002, o resultado alcançado no presente trabalho apresentou certa discordância em relação à utilização da banda do infravermelho médio (SWIR 2) e não da banda do infravermelho médio intermediário (SWIR 1) como foi utilizado nos trabalhos citados. Como nesses trabalhos foram utilizadas imagens do satélite Landsat-5 TM e Landsat-7 ETM+, há outra discordância em relação aos resultados obtidos neste trabalho, uma vez que a combinação envolvendo a banda do vermelho não apresentou valores altos de OIF.

Por outro lado, como o cálculo do OIF envolve uma razão entre a soma dos desvios-padrões de três bandas e a soma dos correspondentes coeficientes de correlação, pode-se afirmar que a tríade de bandas utilizada neste trabalho tem uma baixa correlação entre bandas, o que significa uma menor quantidade de duplicação e um alto valor de desvio-padrão, significando uma grande disponibilidade de informações.

Tabela 6. Médias dos valores de OIF calculados para cada possibilidade de combinação de bandas dos satélites Landsat-5 e Landsat-8 das áreas naturais não-florestais selecionadas.

<b>Combinação</b>	<b>Média OIF</b>	<b>Combinação</b>	<b>Média OIF</b>
	<b>Landsat-5</b>		<b>Landsat-8</b>
1-2-3	0,005	2-3-4	0,005
1-2-4	0,039	2-3-5	0,026
1-2-5	0,011	2-3-6	0,011
1-2-7	0,007	2-3-7	0,008
1-3-4	-0,628	2-4-5	0,046
1-3-5	0,011	2-4-6	0,012
1-3-7	0,008	2-4-7	0,009
1-4-5	0,019	2-5-6	0,054
<b>1-4-7</b>	<b>0,161</b>	<b>2-5-7</b>	<b>0,062</b>
1-5-7	0,013	2-6-7	0,014
2-3-4	0,041	3-4-5	0,029
2-3-5	0,009	3-4-6	0,012
2-3-7	0,006	3-4-7	0,009
2-4-5	-0,233	3-5-6	0,036
2-4-7	-0,017	3-5-7	0,038
2-5-7	0,011	3-6-7	0,014
3-4-5	-0,005	4-5-6	0,053
3-4-7	0,011	4-5-7	0,062
3-5-7	0,010	4-6-7	0,015
4-5-7	-0,010	5-6-7	0,048

#### 4.3. Fusão de imagens (IHS x *Gram-Schmidt*)

Após a aplicação dos dois métodos de fusão, foi realizada análise qualitativa, baseada na análise visual das cores da imagem multiespectral original e das imagens fusionadas. O resultado da fusão pelo método IHS foi uma imagem com diminuição do contraste e alta distorção em relação à imagem original. Isso se deve a uma variação entre o valor de desvio-padrão da imagem resultante e da imagem original devido à substituição da componente intensidade pela banda de alta resolução, uma

vez que uma menor variação entre os valores de desvio-padrão demonstra melhor preservação do contraste da imagem (Pinho et al. 2005).

Já a imagem obtida por meio do método Gram-Schmidt apresentou cores mais vibrantes e visualmente se aproximou mais da imagem original. Esta se apresentou melhor para identificar as áreas antrópicas nas áreas não-florestais da Amazônia. Corroborando com os resultados deste trabalho, Soares et al. (2015) verificaram que a fusão pelo método Gram-Schmidt resultou em melhor definição e nitidez da imagem, havendo um melhor realce na identificação das áreas antropizadas e solo exposto, mostrando-se satisfatória para mapeamentos em escala 1:50.000 e fornecendo bons resultados para o valor da média, indicando conservação do brilho da imagem. Em relação aos histogramas da imagem original e da imagem fusionada, Soares et al. (2015) verificaram ainda que o método Gram-Schmidt apresenta, em seu histograma, uma coerência com a imagem original, demonstrando eficácia em seus resultados.

#### 4.4. Análise da conversão de vegetação natural para cultura agrícola/pastagem

Analisando visualmente os mapas de classificação da cobertura do solo a partir das imagens Landsat dos anos de 1984, 1994, 2004 e 2016, foi obtida a dinâmica de antropização para os estados de Mato Grosso, Rondônia e Roraima (Figura 8 a 11).

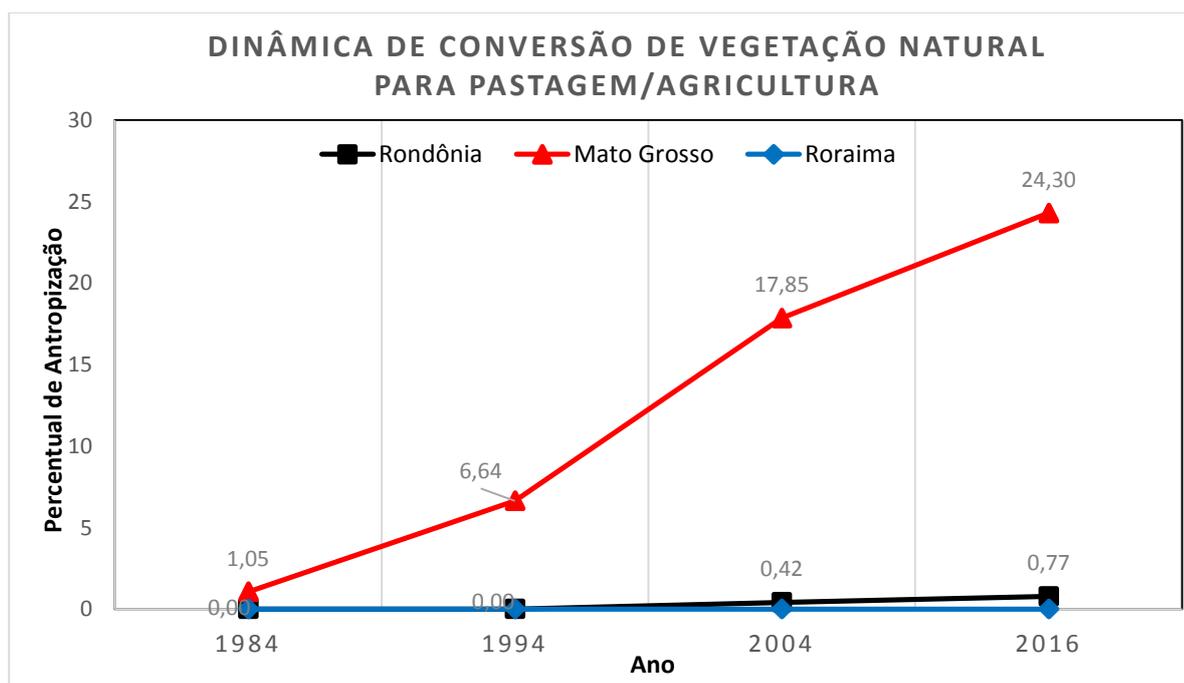


Figura 8 Dinâmica de conversão de vegetação natural não-florestal para pastagem/cultura agrícola nos estados de Rondônia, Mato Grosso e Roraima. Em Roraima, não foi verificada antropização.

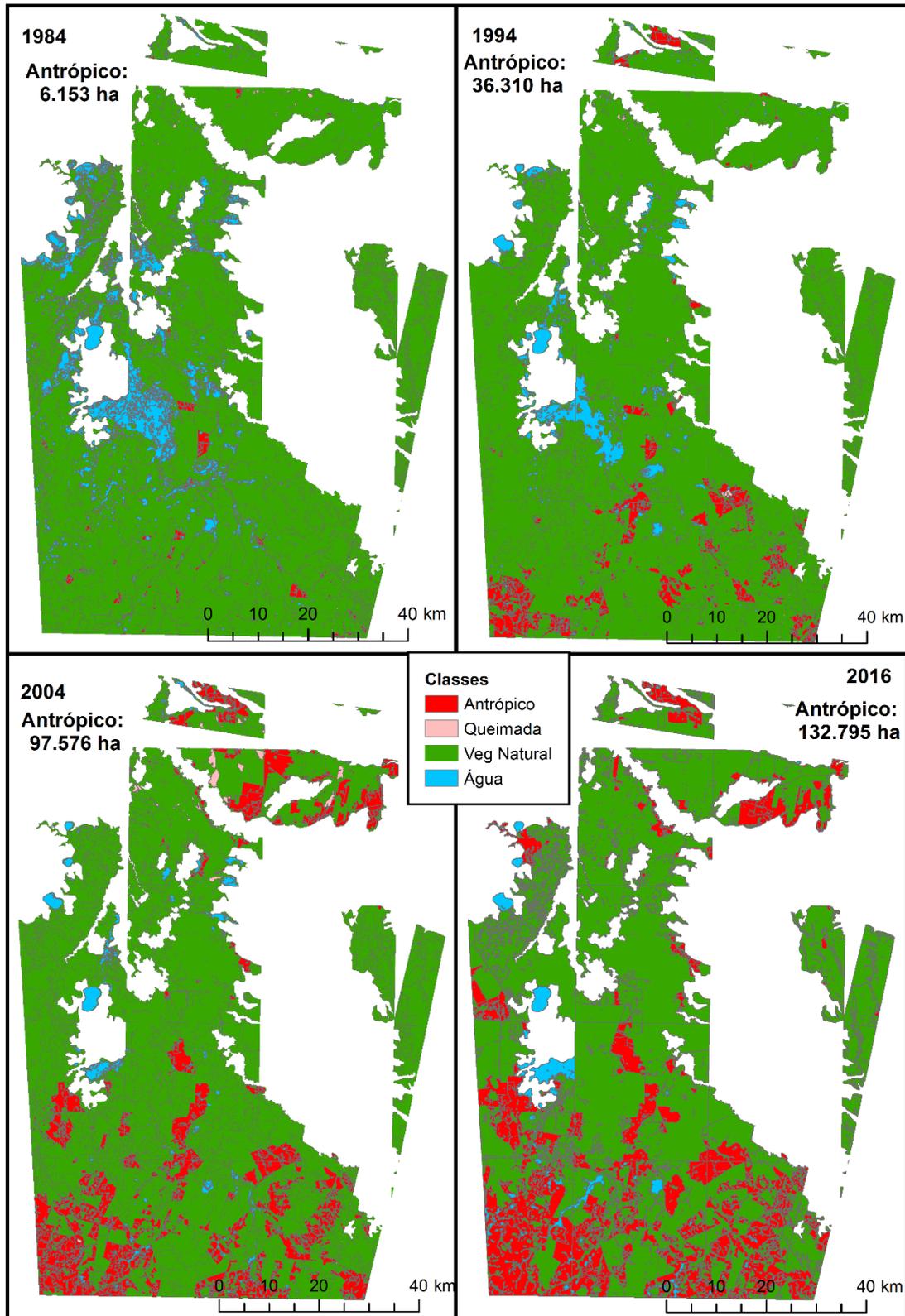


Figura 9 Conversão da vegetação natural não-florestal para pastagem/cultura agrícola no estado de Mato Grosso para os anos de 1984, 1994, 2004 e 2016.

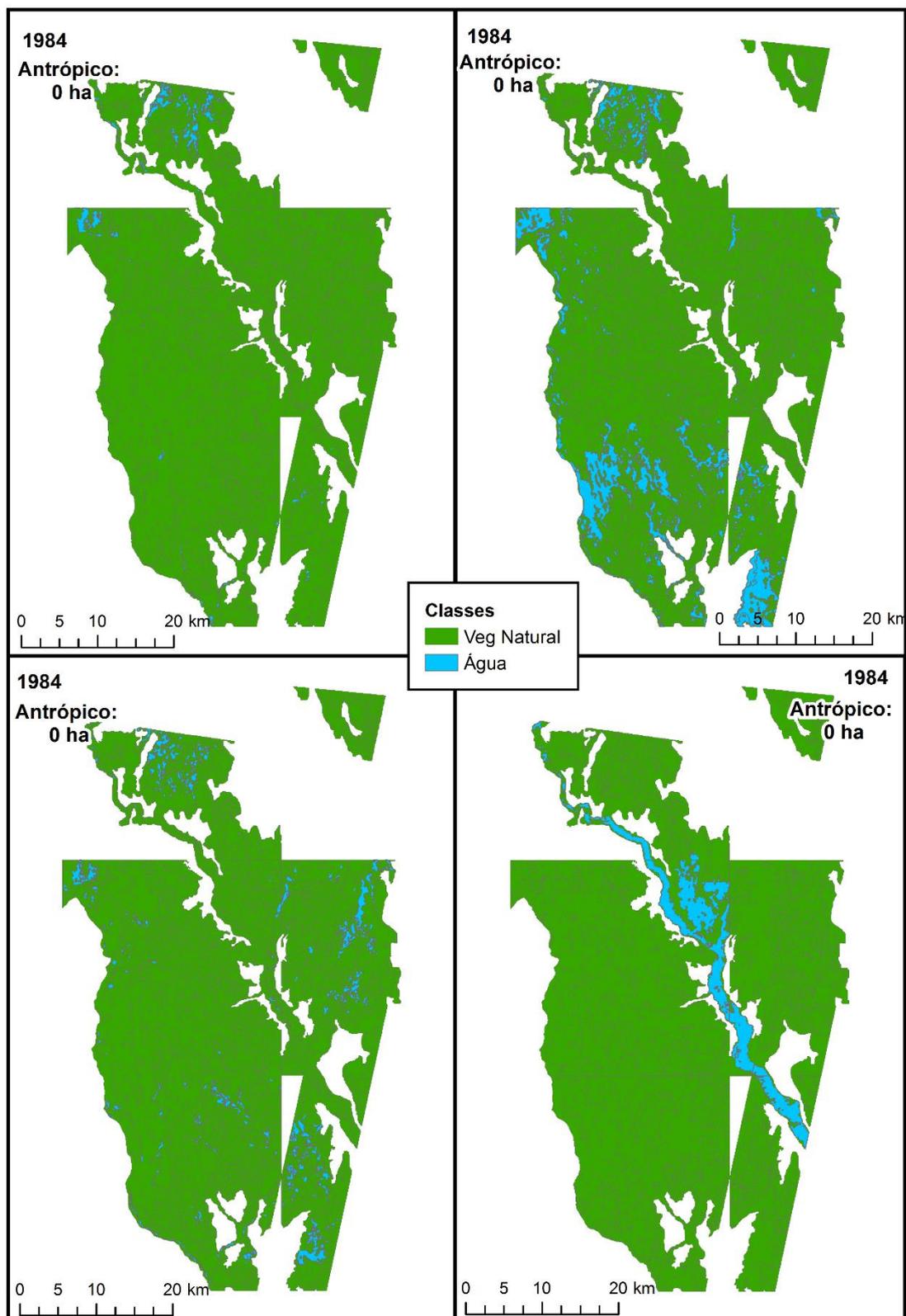


Figura 10 Conversão da vegetação natural não-florestal para pastagem/cultura agrícola no estado de Roraima para os anos de 1984, 1994, 2004 e 2016..

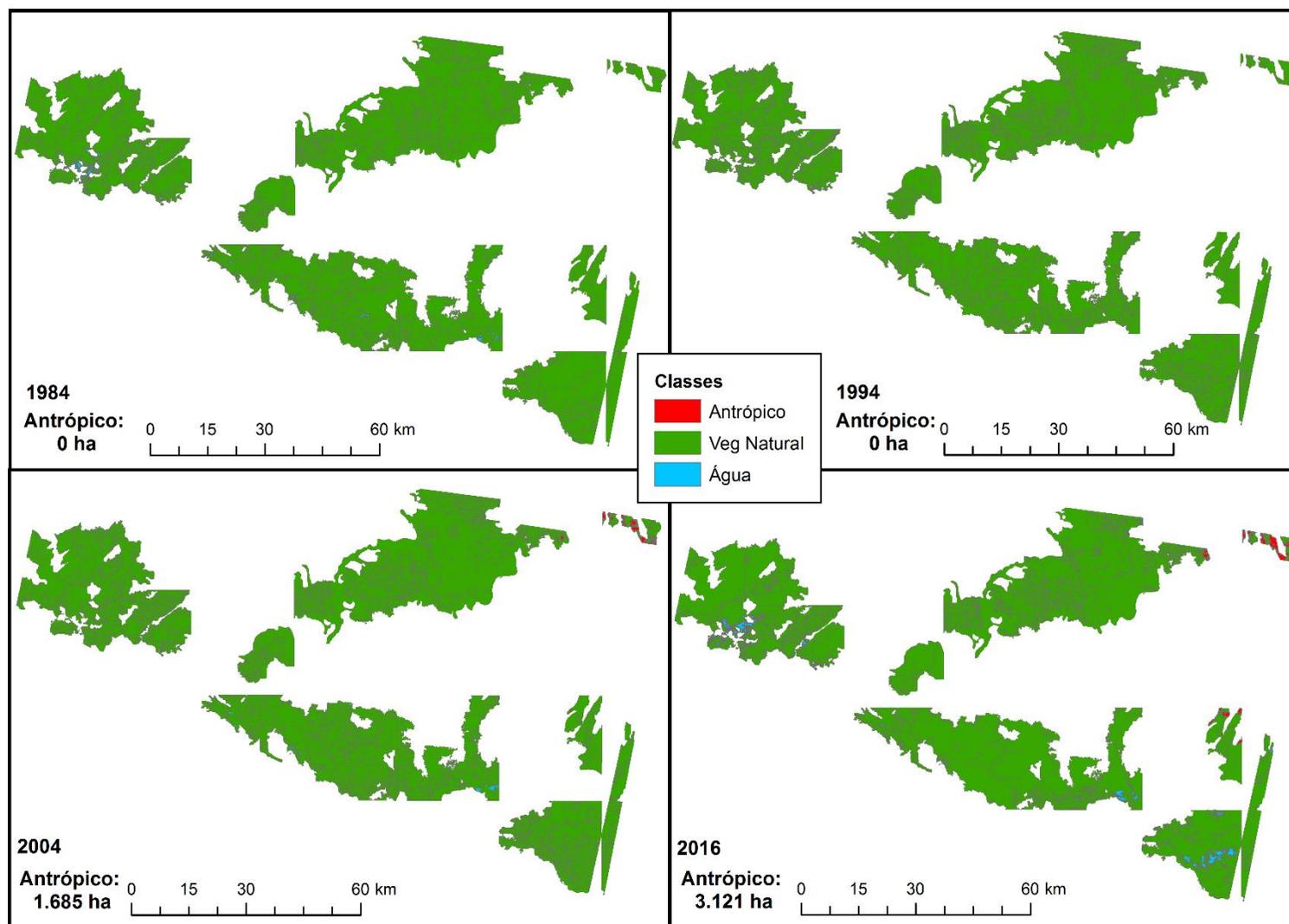


Figura 11 Conversão da vegetação natural não-florestal para pastagem/cultura agrícola no estado de Rondônia para os anos de 1984, 1994, 2004 e 2016.

Foi observada uma manutenção da vegetação natural, sem nenhuma alteração, entre os anos de 1984 e 1994 para as áreas não-florestais no estado de Rondônia. No entanto, a partir do ano de 2004, houve um pequeno percentual de antropização, aumentando até o ano de 2016. Essa área de Rondônia, classificada pelo mapa de vegetação do IBGE como vegetação não-florestal (Cerrado), apresenta muitas áreas alagadas, supondo-se que essa ausência de desmatamento deve-se a essa característica, uma vez que são áreas impróprias para implantação de pastagem ou agricultura. Parte dessa área se encontra ainda dentro de unidades de conservação, mais especificamente, na Reserva Extrativista Pedras Negras, Reserva Biológica Guaporé e Parque Estadual Corumbiara, o que pode justificar a baixa taxa de antropização.

A maioria dos estudos realizados para o estado de Rondônia, com vista a levantar estimativas de desmatamento, são realizados para áreas florestais, onde é grande a exploração das áreas para extração de madeira e expansão de áreas urbanas. Em apoio aos resultados alcançados neste trabalho, Rosa (2017) observou que 93% das áreas não-florestais no estado de Rondônia ainda se encontrava preservada com vegetação nativa, tanto em relação às formações florestais, quanto em relação às formações não-florestais. Rosa (2017) realizou ainda o levantamento de quanto dessas áreas desmatadas se encontravam dentro de unidades de conservação (UC) e terras indígenas (TI). Foi identificado que cinco das vinte TIs presentes em Rondônia apresentavam desmatamento e duas das dezenove UCs localizadas no estado também apresentaram algum nível de desmatamento.

Com relação à área de estudo localizada em Roraima, observou-se que, dentro do período de análise deste trabalho (1984-2016), não houve alteração da vegetação natural. Esse resultado corrobora com as estimativas obtidas por Fearnside et al. (2013) que afirmaram que Roraima ainda possui área (9.577 km<sup>2</sup>) e taxa (266 km<sup>2</sup>/ano) de desmatamento (1977-2012) que podem ser consideradas pequenas em relação aos demais estados amazônicos. Os mesmos observaram uma queda na taxa de desmatamento no estado a partir de 2009, o que se deve, provavelmente, às ações de fiscalização e controle do governo para toda a Amazônia, como, por exemplo, a intervenção do Comitê Estadual de Prevenção e Combate a Incêndios Florestais que cancelou as autorizações de desmatamento devido ao forte evento El Niño daquele ano.

Corroborando com as baixas taxas de desmatamento no estado, o resultado obtido neste trabalho em Roraima ainda está relacionado com a sobreposição à Área

de Proteção Ambiental (APA) Xeriuini. Apesar de a APA ser uma unidade de uso sustentável que permite atividades que envolvem coleta e uso dos recursos naturais, essas atividades são exercidas sob um maior controle e fiscalização com a finalidade de dificultar as explorações indevidas. Por fim, vale ressaltar que boa parte dessa área de estudo encontra-se alagada, assim como no estado de Rondônia, o que se torna um impedimento à extração de madeira e utilização para fins agrícolas e agropecuários.

Na área localizada no estado de Mato Grosso, observou-se uma taxa crescente de antropização, iniciando em 1984 com um percentual de aproximadamente 1%, elevando-se em 1994 para aproximadamente 6,6%, em 2004 para 17,8% e chegando em 2016 com um aumento de quase 50% em relação ao ano de 2004 e com um percentual de antropização de aproximadamente 24%. Esse alto índice de crescimento corrobora com os resultados obtidos por Fearnside (1993), que afirmou que 90% das áreas do Cerrado mato-grossense encontram-se localizadas em propriedades privadas, das quais apenas 1,2% são declaradas como APA. Segundo esse último autor, as legislações de proteção que visam a preservação desse bioma em pelo menos 30% da propriedade raramente são cumpridas.

Em contrapartida, Chomitz & Wertz-Kanounnikoff (2005), analisando os efeitos do Sistema de Licenciamento Ambiental de Propriedades Rurais (SLAPR), obtiveram resultados positivos em relação ao ano de 2002, indicando que a taxa de desmatamento havia sido reduzida, principalmente em “áreas mais observáveis” para o licenciamento como as próximas às rodovias e áreas com baixos remanescentes de cobertura vegetal em relação a outras áreas. Contrapondo os resultados obtidos, Fearnside & Barbosa (2003) comentaram que mesmo com crescimento do desmatamento em praticamente todos os estados da Amazônia Legal em 2002, as taxas de aumento nesse estado não foram tão altas se comparadas às do Pará e Rondônia.

No entanto, em estudos realizados em 2003 e 2004 com o objetivo de analisar o SLAPR, verificou-se que, apesar de o desmatamento ter diminuído nas áreas de interesse (Chomitz & Wertz-Kanounnikoff 2005) os desmatamentos no interior das propriedades excederam a taxa de desmatamento ocorrido em áreas não licenciadas. Os referidos estudos ressaltaram ainda que os desmatamentos nos anos de 2003 e 2004 dentro das Reservas Legais (RL) aumentaram consideravelmente (BRASIL 2005), corroborando os resultados de crescimento de desmatamento obtidos neste trabalho.

Por fim, vale ressaltar que uma pequena parcela da área de estudo no estado de Mato Grosso se encontra sobreposta a uma parte do Parque Estadual Serra Santa Bárbara. No entanto, a área de maior dinâmica de desmatamento não se encontra abrangida pelo parque.

#### 4.5. Mapa de uso do solo do MapBiomias

Conforme ressaltado anteriormente, a antropização da área de estudo localizada no estado de Amapá foi baseada nos mapas de uso da terra de 2000, 2004, 2008, 2012 e 2016 do Projeto MapBiomias. Na Figura 12 é mostrada a dinâmica de antropismo para o referido período. Inicialmente, observou-se que a classificação da vegetação não corrobora com a máscara obtida a partir do vetor do mapa de vegetação do IBGE para vegetação não-florestal, uma vez que dentro dessa máscara, no mapa de uso da terra do MapBiomias, além da classe formações naturais não-florestais, existem as classes Floresta Densa, Floresta Secundária e Mangue.

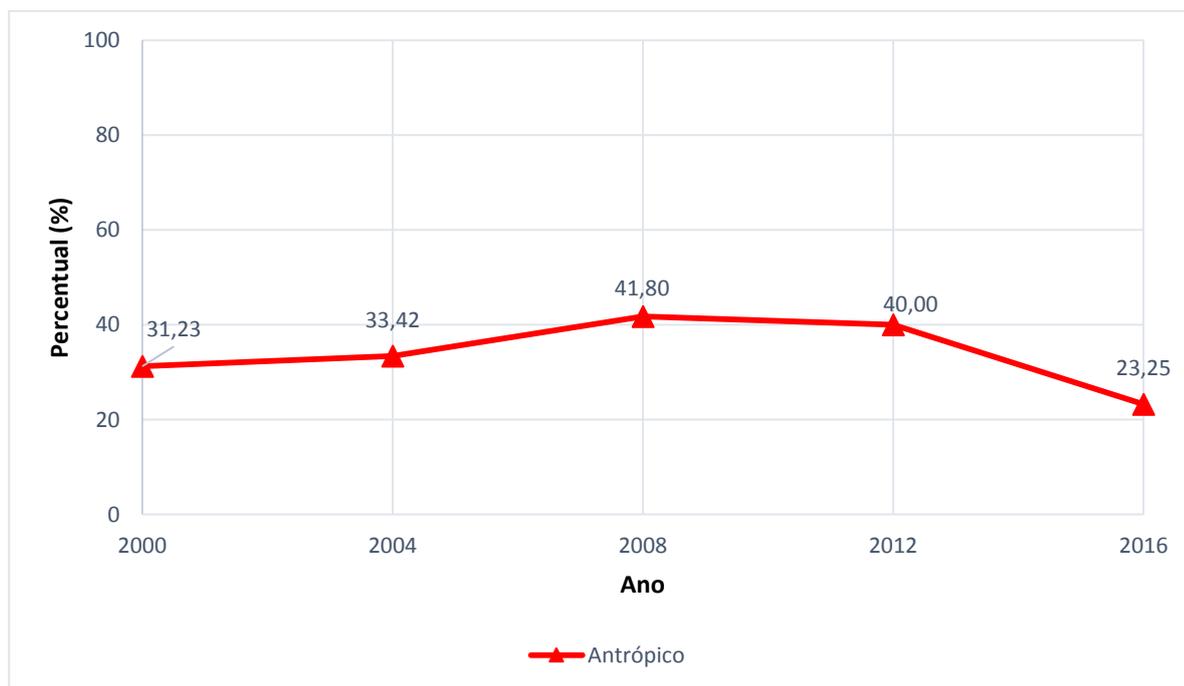


Figura 12 Dinâmica de antropização para área de não-floresta na área de estudo localizado no Amapá a partir de dados do Projeto MapBiomias.

Foi observado que, no período analisado de 16 anos, houve uma variação relativamente baixa de antropismo, exceto entre os anos de 2012 a 2016, em que houve uma queda no percentual de área antrópica, passando de 40% para 23%. Uma

investigação posterior é requerida para identificar a veracidade dessa queda, por exemplo, a partir de análise de imagens de radar.

#### 4.6. Validação dos resultados

A validação de resultados de mapeamentos temáticos é de fundamental importância sob o ponto de vista técnico e acadêmico, uma vez que garante a confiabilidade do trabalho e dos dados e resultados apresentados. A forma mais utilizada para se obter a precisão de um trabalho, tanto com imagens quanto com mapas, está na obtenção da porcentagem da área de mapa que foi corretamente classificada quando comparada com dados de referência ou “verdade de campo”, denominada exatidão global (Story & Congalton 1986). Ao realizar uma análise visual de cada um dos locais onde foram gerados pontos de validação nas imagens Sentinel-2, foi observado que, para o estado do Mato Grosso, houve uma predominância da classe de Vegetação Natural, seguida da classe Antrópico (Figura 13). As classes Água e Queimada apareceram em menor proporção.

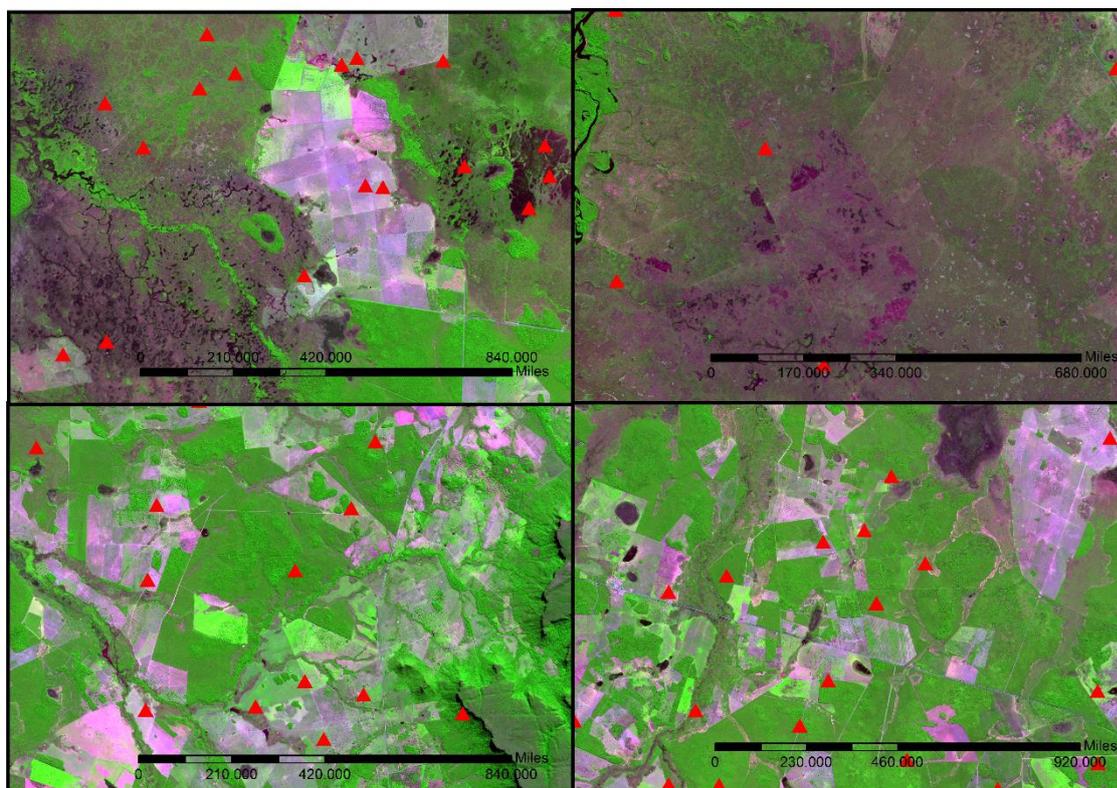


Figura 13. Amostras sorteadas de áreas de não-floresta na área de estudo localizada no estado de Mato Grosso visualizadas em imagens do satélite Sentinel-2.

Observando-se a matriz de confusão, é possível observar que, de um total de 360 pontos distribuídos aleatoriamente sobre a imagem Sentinel-2, que representam os dados de referência, 328 deles se mostraram concordantes com a classificação (Tabela 7). A partir desses dados, foram gerados o índice de exatidão global, *Kappa* e *Tau*. Esses dados podem ser observados na Tabela 7, que apresenta a matriz de confusão com esses dados mencionados.

Tabela 7 Matriz de confusão da classificação oriunda a partir das imagens Sentinel-2 para a área de Não-Floresta do estado de Mato Grosso.

		REFERÊNCIA (Verdade)				
		Água	Antrópico	Vegetação Natural	Queimada	Total
CLASSIFICAÇÃO	Água	-	-	2	-	2
	Antrópico	-	78	11	-	89
	Vegetação Natural	5	14	250	-	269
	Queimada	-	-	-	-	0
	Total	5	92	263	-	328
Exatidão global	0,91					
Kappa	0,77					
Tau	0,88					

As classes Antrópico e Vegetação Natural apresentaram alto nível de concordância, com acurácia do usuário de 87,64% e 92,94%, ou seja, erros de comissão de 12,36% e 7,06%, respectivamente. Em relação à exatidão do produtor, essas apresentaram 84,78% e 95,05%, isto é, erros de omissão de 15,22% e 4,95%, respectivamente. Os erros de omissão relacionam-se aos polígonos que não foram classificadas de acordo com as classes de referência, ou seja, erros na classificação baseada na imagem Landsat, e os erros de comissão, correspondem aos polígonos de referência classificados erroneamente como pertencentes a outras classes, ou seja, erros na própria análise visual para validação. A partir dos índices calculados, pode-se afirmar que boa parte dos pontos selecionados de validação concorda com a verdade de campo.

Em relação à classe Queimada, nenhum ponto foi gerado no interior dos polígonos enquadrados dentro desta classe, provavelmente devido ao baixo percentual de polígonos dessa classe. Devido à presença de muitas áreas alagadas nessas regiões de não-floresta na Amazônia, essa classe foi confundida com a classe água em alguns pontos. A interpretação visual nessas áreas tem um alto nível de

dificuldade. A diferença nas datas das imagens Landsat e Sentinel-2 é de aproximadamente um mês, o que pode ter gerado um alagamento dessas áreas.

Em relação ao índice Kappa que, de acordo com Gong & Howarth (1990), mostra-se uma medida de precisão de grande importância a ser associada à matriz de erro, uma vez que considera todos os elementos da matriz e não apenas aqueles que se situam na diagonal principal, como acontece com o índice de exatidão global, o valor de 77,26% pode ser considerado muito bom, de acordo com Landis & Koch (1977) e Fonseca (2000).

Em análise ao resultado da classificação da área de estudo de Rondônia, pode-se observar uma predominância dos pontos de verdade terrestre na classe Vegetação Natural e Água, com pouquíssimas áreas antropizadas, onde não se incluem as áreas de queimada, classe que não foi observada nessa parcela (Figura 14).

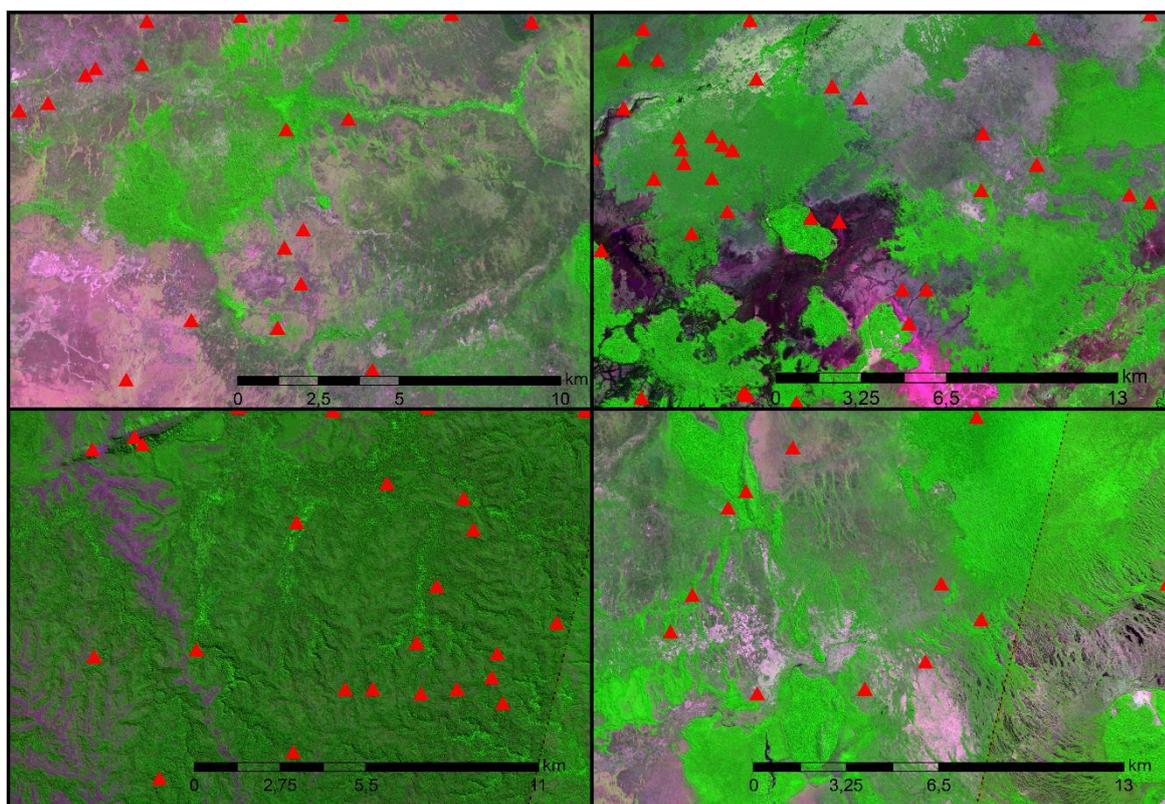


Figura 14. Amostras de verdade terrestre em áreas de não-floresta na área de estudo localizada em Rondônia sobre imagens do satélite Sentinel-2.

Na distribuição aleatória dos pontos por meio da ferramenta SIG utilizada, devido à alta frequência da classe Vegetação Natural em relação às outras classes, a maioria dos pontos foram amostrados em polígonos desta classe e outros poucos pontos foram amostrados em sobreposição à polígonos da classe Água e Antrópico (Tabela 8).

Tabela 8 Matriz de confusão da classificação oriunda a partir das imagens Sentinel-2 para a área de não-floresta do estado de Rondônia.

		REFERÊNCIA (Verdade)				
		Água	Antrópico	Vegetação Natural	Queimada	Total
CLASSIFICAÇÃO	Água	2	-	3	-	5
	Antrópico	-	3	-	-	3
	Vegetação Natural	2	1	349	-	352
	Queimada	-	-	-	-	-
	Total	4	4	352	-	354
Exatidão global	0,98					
Kappa	0,61					
Tau	0,98					

As classes Antrópico e Vegetação Natural apresentaram alto nível de concordância, com acurácia do usuário de 100% e 99,15% e consequentes erros de comissão de 0% e 0,45%, respectivamente. Em relação à exatidão do produtor, essas apresentaram 75% e 95,05% e erros de omissão de 25% e 0,45%, respectivamente. Em se tratando da classe Água, verificou-se que houve confusão com a classe Vegetação Natural, provavelmente pela mesma causa que motivou a confusão na cena de Mato Grosso, isto é, presença de várias áreas alagadas. Foram obtidas a exatidão do usuário de 40% (erro de comissão de 60%) e exatidão do produtor de 50% (erro de omissão de 50%). A classe queimada foi incluída na matriz de confusão apenas para manter a padronização, no entanto, não houve polígonos classificados como queimada para esta cena.

Os índices de exatidão global, Tau e Kappa confirmaram os bons resultados observados. De acordo com Landis & Koch (1977) e Fonseca (2000), a exatidão global foi classificada como muito boa e o Kappa como bom (valores de Kappa entre 0,4 a 0,6).

Com relação à cena 233/60 do estado de Roraima, não foram observados focos de desmatamento (cultura agrícola/pastagem), sendo observadas somente as classes Vegetação Natural e Água (Figura 15). A análise da matriz de confusão (Tabela 9) demonstrou que as classes Água e Vegetação Natural apresentaram baixo nível de concordância, com acurácia do usuário de 9,18% e 98,01% (erros de comissão de 90,82% e 1,09%, respectivamente). A exatidão do produtor foi de 85,71% e 45,4% (erros de omissão de 14,29% e 54,6%, respectivamente).

Houve confusão entre Vegetação Natural e Água, assim como na classificação anterior, correspondente ao estado de Rondônia, fazendo com que a exatidão global e os índices Tau e Kappa fossem baixos, o que, no caso do Kappa, representou uma qualidade de classificação ruim (Landis & Koch 1977). Essa confusão pode ter ocorrido devido à classificação ter sido realizada a partir de uma imagem Landsat do mês de agosto de 2016, enquanto para validação foi utilizada uma imagem Sentinel de dezembro de 2015. Essa diferença pode ter gerado pontos de alagamento em alguns locais em dezembro. Conforme já mencionado em relação à classificação para o estado de Rondônia, as feições de vegetação natural e água que envolve também vegetação natural alagada se confundem devido a respostas espectrais parecidas.

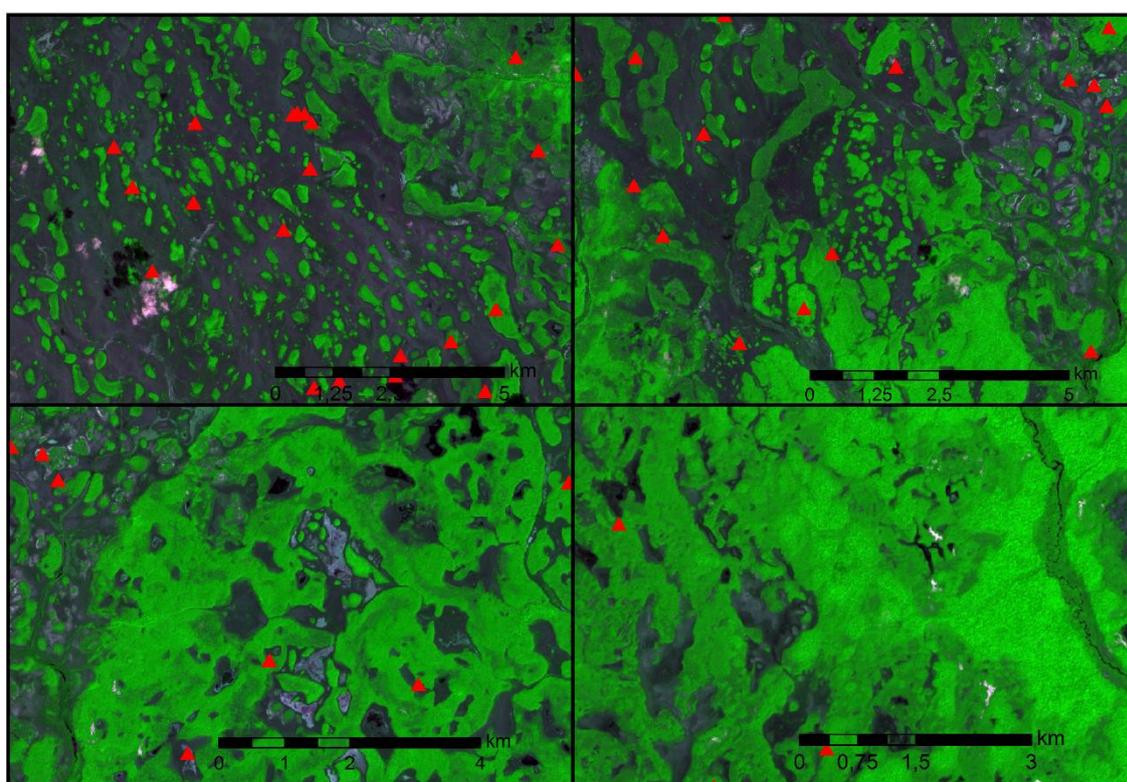


Figura 15. Amostras de validação em áreas de não-floresta na área de estudo localizada em Roraima, plotadas em imagens do satélite Sentinel-2.

As classes que mais se confundiram foram as classes Água e Vegetação Natural. A dificuldade de mapeamento de áreas alagadas já foi mencionada em outros estudos conduzidos, por exemplo, por Silva et al. (1998), quando realizaram o mapeamento de áreas alagadas no Pantanal. Em se tratando de áreas não-florestais ou savanas, os mesmos citaram novamente uma grande dificuldade, afirmando que enquanto na região de florestas as áreas desmatadas têm alto contraste com a

vegetação do entorno, nas áreas de savanas, as áreas desmatadas se apresentam pouco contrastantes com a vegetação natural.

Outro fator que pode ter influenciado nos resultados da classificação, gerando discrepância nos índices calculados a partir da matriz de confusão, é a resolução espacial das imagens Landsat. O tamanho de pixel de 30 metros abrange uma área considerável no terreno. Quando estes estiverem situados em áreas de transição, por exemplo, no caso de uma faixa encoberta por vegetação natural e vegetação alagada, acabará sendo atribuída a classe que maior prevalecer dentro deste pixel.

Tabela 9. Matriz de confusão da classificação oriunda a partir das imagens Sentinel-2 para a área de não-floresta no estado de Roraima.

		REFERÊNCIA (Verdade)				
		Água	Antrópico	Vegetação Natural	Queimada	Total
CLASSIFICAÇÃO	Água	18	0	178	0	196
	Antrópico	0	0	0	0	0
	Vegetação Natural	3	0	148	0	151
	Queimada	0	0	0	0	0
	Total	21	0	326	0	166
Exatidão global	0,48					
Kappa	0,06					
Tau	0,30					

## CAPÍTULO 5

### CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo demonstrou um aumento considerável na antropização da parcela de não-floresta analisada para o estado de Mato Grosso. Como já mencionado anteriormente, esta área de estudo se encontra dentro de municípios grandes produtores de carne bovina, o que apoia os resultados obtidos, uma vez que, a formação de pastagem foi observada em muitas das áreas antrópicas.

Para a área de estudo no estado de Rondônia, houve detecção de desmatamento a partir do ano de 2004, porém, em pequena quantidade e baixa taxa de crescimento até o ano de 2016.

Já no estado de Roraima, para a série temporal analisada, não foram observados focos de desmatamento para a área objeto de estudo deste trabalho. A área se encontra quase que inteiramente dentro de Unidades de Conservação, o que pode ter influenciado nos resultados obtidos.

Para a parcela de savanas amazônicas no estado do Amapá, devido à impossibilidade de encontrar imagens Landsat para os anos selecionados (1984, 1994, 2004 e 2016), foi realizada uma análise temporal entre os anos de 2000 e 2016, com base nos dados do MapBiomias. Ao longo desses 16 anos, não houve uma variação muito expressiva no percentual de área desmatada, com uma taxa um pouco maior entre os anos de 2012 e 2016. A área de estudo no estado do Amapá requer estudos posteriores, uma vez que, esses não foram satisfatórios, o que pode ter sido devido ao grande percentual de nuvens da região. Outro fator que pode ter interferido nos dados resultantes do projeto MapBiomias é a alta dificuldade de identificação de desmatamento em áreas não florestais, uma vez que, a resposta espectral de áreas de savanas amazônicas é bem próxima à de áreas de pastagem. Uma metodologia alternativa para monitoramento e testes nessa área seria a utilização de imagens de radar ou a utilização dos mosaicos de imagens ópticas disponíveis na plataforma Google Earth Engine.

A utilização de imagens Landsat para identificação de focos de desmatamento em áreas de não-floresta foi de grande utilidade, uma vez que a disponibilidade de imagens em um grande período de tempo (1984 – 2018) permite que sejam realizadas análises temporais de desmatamento. A identificação de áreas desmatadas (agricultura/pastagem) dentro das parcelas de não-floresta apresentou algumas dificuldades, principalmente porque as feições de desmatamento não se destacam da

vegetação natural de forma nítida. As áreas de savanas na Amazônia geralmente apresentam semelhança espectral com as áreas de campos ou pastagens.

O presente trabalho visou o monitoramento das áreas de não-floresta que não são monitoradas pelo PRODES, a fim de direcionar as atenções a essas áreas. Recomenda-se que esse estudo seja ampliado para todas as parcelas de savanas amazônicas, visto que essas são áreas apresentam grande diversidade de flora e fauna e, conseqüentemente, elevada importância ambiental.

## REFERÊNCIAS

AB'SABER, A. N. (1997). A Formação Boa Vista: O significado geomorfológico e geocológico no contexto do relevo de Roraima. In: BARBOSA, R. I.; FERREIRA, E.; CASTELLÓN, E. (eds.). **Homem, Ambiente e Ecologia no Estado de Roraima**. Manaus: INPA, p. 267-293.

ADAMI, M.; DEPPE, F.; RIZZI, R.; MOREIRA, M. A.; RUDORFF, B. F. T.; FONSECA, L. M. G.; FARIA, R. T. (2007). Fusão de imagens por IHS para melhorar a identificação de uso do solo em elementos amostrais. **Engenharia Agrícola**, 27(2):529-536.

AIT BELAID, M.; EDWARDS, G.; JATON, A.; THOMSON, K. P. B.; BEAULIEU, J. M. (1992). Post-segmentation classification of images containing small agricultural fields. **Geocarto International**, 7(3):53-60.

ASNER, G. P. (2001). Cloud cover in Landsat observations of the Brazilian Amazon. **International Journal of Remote Sensing**, 22(18):3855-3862.

BARBOSA, C.; HESS, L.; MELACK, J.; NOVO, E. (2000). Mapping Amazon wetlands through region growing segmentation and segmented-based classification JERS-1 data. In: SIMPÓSIO LATINO-AMERICANO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Puerto Iguazu, Argentina. **Anais...** p. 1065–1076.

BARBOSA, R. I. (2001). **Savanas da Amazônia: emissão de gases do efeito estufa e material particulado pela queima e decomposição da biomassa acima do solo, sem a troca do uso da terra, em Roraima, Brasil** (tese de doutorado em Ciências Biológicas). Manaus: Universidade do Amazonas/INPA, 212 p.

BARBOSA, R. I.; BACELAR-LIMA, C. G. (2005). **Notas sobre a vegetação e a diversidade de plantas em Roraima através do banco de dados do Herbário INPA** (relatório de pesquisa). Boa Vista: INPA, Amazônia (Banco da Amazônia), 33 p.

BARBOSA, R. I.; FEARNSIDE, P. M. (2004). Wood density of trees in open savannas of the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, 199(1):115-123.

BARBOSA, R. I.; MIRANDA, I. S. (2005). Fitofisionomias e diversidade vegetal das savanas de Roraima. In: BARBOSA, R. I.; XAUD, H. A. M.; SOUZA, J. M. C. (Orgs.). **Savanas de Roraima. Etnoecologia, Biodiversidade e Potencialidades Agrossilvipastoris**. Boa Vista: FEMACT, p. 61-77.

BARBOSA, O.; RAMOS, J. R. A. (1959). **Território do Rio Branco**. Rio de Janeiro: IBGE, 43 p. (Boletim da Divisão de Geologia e Mineralogia, 196).

BARBOSA, R. I.; NASCIMENTO, S. P.; AMORIM, P. A. F.; SILVA, R. F. (2005). Notas sobre a composição arbóreo-arbustiva de uma fisionomia de uma savana de Roraima, Amazônia brasileira. **Acta Botanica Brasilica**, 19(2):323-329.

BARBOSA, R. I.; CAMPOS, C.; PINTO, F.; FEARNSTIDE, P. M. (2007). The “lavrados” of Roraima: biodiversity and conservation of Brazil’s Amazonian savannas. **Functional Ecosystems and Communities**, 1(1):29-41.

BEARD, J. S. (1953). The savanna vegetation of northern tropical America. **Ecological Monographs**, 23(2):149-215.

BECKER, B. K. (1997). **Amazônia**. 5ª ed. São Paulo: Ática. 112 p.

BECKER, B.; MIRANDA, M.; MACHADO, L. (1990). **Fronteira amazônica: questões sobre o território**. Brasília: UnB.

BENJAMIN, J.R.; CORNELL, C.A. (1970). **Probability, statistics, and decision for engineers**. New York: McGraw-Hill. 684p.

BRASIL. (1975). **Projeto RADAMBRASIL. Levantamento dos Recursos Naturais**. Rio de Janeiro: MME, v. 8.

BRASIL. (2005). **Sistema de Licenciamento Ambiental Rural em Propriedades Rurais do Estado do Mato Grosso. Análise e Lições na sua Implementação** (relatório final, Projeto PNUD: BRA 98/005), Brasília: MMA, 160 p.

BRITES, R. S.; SOARES, V. P.; RIBEIRO, C. A. A. S. (1996). Verificação da exatidão em classificação de uma imagem orbital mediante a utilização de três índices. **Revista Árvore**, 20(3):415-424.

CÂMARA, G.; VALERIANO, D. D. M.; SOARES, J. V. (2006). **Metodologia para o cálculo da taxa anual de desmatamento na Amazônia Legal**. São José dos Campos: INPE.

CAMARGO, A. P.; ALFONSI, R. R.; PINTO, H. S.; CHIARINI, J. V. (1977). Zoneamento da aptidão climática para culturas comerciais em áreas de Cerrado. In: FERRI, M.G. (Coord.), **Simpósio sobre o Cerrado**, 4. São Paulo: Itatiaia, p. 89-120.

CAMPOS, S.; ARAÚJO JÚNIOR, A. A.; BARROS, Z. X. D.; CARDOSO, L. G.; PIROLI, E. L. (2004). Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicados ao uso da terra em microbacias hidrográficas, Botucatu-SP. **Engenharia Agrícola**, 431-435.

CAPOBIANCO, J. P. R.; VERÍSSIMO, A.; MOREIRA, A.; SAWYER, D.; IKEDA, S.; PINTO, L. P. (2001). **Biodiversidade na Amazônia brasileira. Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição dos Benefícios**. São Paulo: Estação Liberdade, 540 p.

CARNEIRO-FILHO, A. (1991). **Contribution to the study of the forest-savanna mosaic in the area of Roraima, northern Amazon basin, Brazil. Geopedologic approach** (dissertação de mestrado). Enschede: ITC, 108 p.

CHAVEZ Jr., P. S.; BERLIN, G. L.; SOWERS, L. B. (1982). Statistical methods for selecting Landsat-MSS ratios. **Journal of Applied Photogrammetric Engineering**, 8(1):23-30.

CHOMITZ, K. M.; WERTZ-KANOUNNIKOFF, S. (2005). **Measuring the initial impacts on deforestation of Mato Grosso's program for environmental control**. World Bank Policy Research Working Paper 3762, 58 p.

DA CRUZ, Z. Q.; SILVEIRA, J. C.; RIBEIRO, G. P. (2009). Ensaios de segmentação e classificação digital de uma unidade de conservação com imagens CBERS

utilizando o sistema SPRING. Estudo de caso: Parque Nacional da Serra dos Órgãos (PARNASO). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14. Natal, RN. **Anais...** São José dos Campos: Inpe, 6853-6860.

D'ALMADA, M. G. L. (1787). Descrição relativa ao rio Branco e seu território. **Revista do Instituto Histórico e Geográfico Brasileiro**, 24(4):617-683.

EDEN, M. J. (1970). Savanna vegetation in the northern Rupununi, Guyana. **The Journal of Tropical Geography**, 30:17-28.

EITEN, G. (1983). Brazilian 'savannas'. In: HUNTLEY, B. J.; WALKER, B. H. (Eds.) **Ecology of Tropical Savannas**. Berlim: Springer Verlag, p. 25-47.

ESA. European Space Agency (2018a). **Copernicus. Observing the Earth**. Disponível em: <[http://www.esa.int/Our\\_Activities/Observing\\_the\\_Earth/Copernicus/Overview4](http://www.esa.int/Our_Activities/Observing_the_Earth/Copernicus/Overview4)>. Acessado em: 11 abril 2018.

ESA. European Space Agency. (2018b). **Processing Levels**. Disponível em: <<https://earth.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi/processing-levels>>. Acessado em 11 abril 2018.

ESA. European Space Agency. (2018c). **The Spatial Resolution of Sentinel-2**. Disponível em: <<https://earth.esa.int/web/sentinel/userguides/sentinel-2-si/resolutions/spatial>>. Acessado em: 11 abril 2018.

FEARNSIDE, P. M. (1993). **O Desmatamento na Amazônia, suas consequências e o manejo sustentado**. *Amazônia em Foco* 20. p. 15-19.

FEARNSIDE, P. M. (2005). Desmatamento na Amazônia brasileira: História, índices e consequências. **Megadiversidade** 1(1):113-123.

FEARNSIDE, P. M.; BARBOSA, R. I. (2003). Avoided deforestation in Amazonia as a global warming mitigation measure: the case of Mato Grosso. **World Resource Review**, 15(3):352-361.

FEARNSIDE, P. M.; BARBOSA, R. I.; PEREIRA, V. B. (2013). Emissões de gases do efeito estufa por desmatamento e incêndios florestais em Roraima: fontes e sumidouros. **Revista Agro-Ambiente**, 7(1):95-111.

FERREIRA, L. V.; VENTICINQUE, E.; ALMEIDA, S. (2005). O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos avançados**, 19(53):157-166.

FERREIRA, M. E.; FERREIRA, L. G.; FERREIRA, N. C.; ROCHA, G. F.; NEMAYER, M. (2007). Desmatamentos no bioma Cerrado: uma análise temporal (2001-2005) com base nos dados MODIS - MOD13Q1. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., Florianópolis, SC. **Anais...**São José dos Campos: INPE, p.3877-3883.

FERREIRA, L. G.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA, M. E. (2008). Sensoriamento remoto da vegetação: evolução e estado-da-arte. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, 30(4):379-390.

FONSECA, L. M. G. (2000). **Processamento Digital de Imagens**. São José dos Campos: INPE, 105 p.

GALVIN, M. F. (1999). A methodology for assessing and managing biodiversity in street tree populations: a case study. **Journal of Arboriculture**, 25(3):124-128.

GONÇALVES, F. D.; SOUZA FILHO, P. W. M.; PARADELLA, W. R.; MIRANDA, F. P. D. (2009). Fusão de dados multisensor para a identificação e o mapeamento de ambientes flúvio-estuarinos da Amazônia. **Revista Brasileira de Geofísica**, 27:57-67.

GONG, P.; HOWARTH, P. (1990). The use of structural information for improving land-cover classification accuracies at the rural-urban fringe. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 56(1):67-73.

GONZALEZ, R. C.; WOODS, R. E. (2000). **Processamento de Imagens Digitais**. São Paulo: Edgard Blücher. 509 p.

GOODLAND, R. J. (1966). **South American savannas: comparative studies Llanos & Guyana**. McGill University Savanna Research Project Series 5, Montreal, Canada, pp. 1–52.

GOODLAND, R. J.; FERRI, M. G. (1979). Ecologia do cerrado. In: **Ecologia do cerrado**. EDUSP/Itatiaia. 193 p.

HOMMA, A. K. O. (2005). Amazônia: como aproveitar os benefícios da destruição? **Estudos Avançados**, 19(54):115-135.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. (2006). **Proposta de Criação de uma Unidade de Conservação nas Savanas de Roraima**. Boa Vista: IBAMA, 56 p.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2012). **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2ª ed. Revista e ampliada. Rio de Janeiro: IBGE.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2016). **Conheça as cidades e estados do Brasil**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acessado em: 15 outubro 2017.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (1996). **Manual de Operação do SPRING. Versão 2.0.1**. São José dos Campos: INPE. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/spring/portugues/manuais.html>>. Acessado em: 14 outubro 1996.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (2008). **Monitoramento da cobertura florestal da Amazônia por satélites. Avaliação DETER**. São José dos Campos: INPE, 11 de julho de 2008.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (2013). **Metodologia para o cálculo da taxa anual de desmatamento na Amazônia Legal**. São José dos Campos: INPE, 30 de outubro de 2013.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. (2018b). **SPRING**. Manuais. Tutorial de Geoprocessamento. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/spring/portugues/tutorial/segmentacao.html>>. Acessado em: 05 maio 2018.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2018a). **Taxas anuais de desmatamento na Amazônia Legal Brasileira (AMZ)**. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/dashboard/prodes-rates.html>>. Acessado em 24 julho 2018.

KINOUCI, R. K.; LAMBERTS, A. H. (2005). **Levantamento e classificação da produção científica realizada na Estação Ecológica de Maracá-RR, Brasil** (relatório técnico). IBAMA: Estação Ecológica de Maracá.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. (1977). The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, 33(1):159-174.

LARSON, R.; FABER, B. (1999). **Elementary Statistics**. Picturing the World. (tradução de Luciane Vianna), 5ª ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 45 p.

MACHADO, A. B. M.; MESQUITA, H. G.; MACHADO, P. A. R. (1991). Contribuição ao conhecimento dos odonatos da Estação Ecológica de Maracá – Roraima. **Acta Amazonica**, 21:159-173.

MAPBIOMAS. (2016). **What is MapBiomas**. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/pages/about/about>>. Acessado em: 20 maio 2018.

MAPBIOMAS. (2016). **Products**. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/pages/about/products>>. Acessado em: 20 maio 2018.

MARENGO, J. A. (1992). Interannual variability of surface climate in the Amazon basin. **International Journal of Climatology**, 12(8):853-863.

MARGULIS, S. (2003). **Causas do desmatamento na Amazônia brasileira**. Brasília: Banco Mundial.

MATHER, P. M. (1999). **Computer Processing of Remotely-Sensed Images: an Introduction**. Chichester: John Wiley & Sons, 292 p.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. (2012). **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto**. Brasília: CNPq /UnB, 266 p.

MIELKE, O. H.; CASAGRANDE, M. M. (1991). *Lepidoptera: Papilionoidea e Hesperioidea* coletados na Ilha de Maracá, Alto Alegre, Roraima, parte do projeto Maracá, com uma lista complementar de *Hesperiidae* de Roraima. **Acta Amazonica**, 21:175-210.

MIRANDA, I. S.; ABSY, M. L.; REBELO, G. H. (2003). Community structure of woody plants of Roraima savannahs, Brazil. **Plant Ecology**, 164:109-123.

MITTERMEIER, R. A.; MYERS, N.; MITTERMEIER, C. G.; ROBLES, G. (1999). **Hotspots: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions**. CEMEX, SA, Agrupación Sierra Madre, SC. 431 p.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. (2016). **PPCDAm**. Disponível em: <<http://redd.mma.gov.br/pt/acompanhamento-e-a-analise-de-impacto-das-politicas-publicas/ppcdam>>. Acessado em: 20 setembro 2017.

MYERS, J. G. (1936). Savannah and forest vegetation of the interior Guiana plateau. **Journal of Ecology**, 24:162-184.

NASA. National Aeronautics and Space Administration. (2017). **Landsat**. Disponível em: <[https://www.nasa.gov/mission\\_pages/landsat/main/index.html](https://www.nasa.gov/mission_pages/landsat/main/index.html)>. Acessado em: 23 outubro 2017.

NASCIMENTO, S. P. (2005). Herpetofauna de Roraima: ênfase nas áreas abertas (lavrado). In: BARBOSA, R. I.; XAUD, H. A. M.; SOUZA, J. M. C. (eds.). **Savanas de Roraima. Etnoecologia, Biodiversidade e Potencialidades Agrossilvipastoris**. Boa Vista: FEMACT-RR, p. 123-134.

NASCIMENTO, M. T.; PROCTOR, J. (1994). Insect defoliation of a monodominant Amazonian rainforest. **Journal of Tropical Ecology**, 10:633-636.

OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (2002). **The Cerrados of Brazil**. Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna. New York: Columbia University Press, 398 p.

PAOLA, J. D.; SCHOWENGERDT, R. A. (1997). The effects of neural-network structure on a multispectral land-use/land-cover classification. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 63(5):535-544.

PAVLIDIS, T. (1982). **Algorithms for Graphics and Image Processing**. Rockville: Computer Science Press.

PEDLOWSKI, M. A.; DALE, V. H. (1992). **Land-use practices in Ouro Preto do Oeste, Rondonia, Brazil** (No. ORNL/TM-12062). Oak Ridge National Lab., TN (United States). 41 p.

PEREIRA, L. (1917). **O Rio Branco**. Observações de Viagem. Manaus: Imprensa Pública, 68 p.

PINHO, C. M. D.; RENNÓ, C. D.; KUX, H. J. H. (2005). Avaliação de técnicas de fusão aplicadas à imagem Quickbird. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12.; Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, p. 4225-4232.

RANEY, R. K. (1998). Radar fundamentals: technical perspective. In: HENDERSON, F. M.; LEWIS, A.J. (Eds.), **Principles and Applications of Imaging Radar**. Manual of Remote Sensing. Nova Iorque: John Wiley & Sons, 3ª ed., v. 2, Cap. 2, p. 9-130.

RAW, A. (1998). Social wasps (*Hymenoptera, Vespidae*) of the ilha de Maracá. In: MILLIKEN, W.; RATTER, J. A. (eds.). **Maracá. The Biodiversity and Environment of an Amazonian Rainforest**. Edinburgh: Wiley-Blackwell, p. 307-321.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. (1998). Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. (eds.), **Cerrado. Ambiente e Flora**. Planaltina: Embrapa Cerrados, p. 89-166.

ROSA, M. R. (2016). Comparação e análise de diferentes metodologias de mapeamento da cobertura florestal da Mata Atlântica. **Boletim Paulista de Geografia**, 95:25-34.

ROSA, M. C. (2017). **O que está por trás das áreas de “Não-Floresta” do Projeto PRODES-INPE no Estado de Rondônia?** Brasília: UnB (Monografia de conclusão de curso em Engenharia Florestal), 35 f.

ROY, D. P.; WULDER, M. A.; LOVELAND, T. R.; WOODCOCK, C. E.; ALLEN, R. G.; ANDERSON, M. C.; et al. (2014). Landsat-8: Science and product vision for terrestrial global change research. **Remote sensing of Environment**, 145:154-172.

RSI. Research Systems, Inc. (2005). **ENVI User's Guide**. ENVI Version 4.2.

SANO, E. E.; FERREIRA, L. G.; ASNER, G. P.; STEINKE, E. T. (2007). Spatial and temporal probabilities of obtaining cloud-free Landsat images over the Brazilian tropical savanna. **International Journal of Remote Sensing**, 28(12):2739-2752.

SANO, E. E.; SANTOS, E. M.; MENESES, P. R. (2009). Análise de imagens do satélite ALOS PALSAR para o mapeamento de uso e cobertura da terra do Distrito Federal. **Geociências**, 28(4):441-451.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L.; FERREIRA, L. G. (2010). Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, 166(1-4):113-124.

SARMIENTO, G. (1984). **The Ecology of Neotropical Savannas**. Cambridge: Harvard University Press, 235 p.

SCHAEFER, C. E. R.; VALE JÚNIOR, J. F. (1997). Mudanças climáticas e evolução da paisagem em Roraima: Uma resenha do Cretáceo ao recente. In: BARBOSA, R. I.;

FERREIRA, E.; CASTELLÓN, E. (eds.). **Homem, Ambiente e Ecologia em Roraima**. Manaus: INPA, p. 231-265.

SCHETSELAAR, E. M. (1998). Fusion by the IHS transform: should we use cylindrical or spherical coordinates? **International Journal of Remote Sensing**, 19(4):759-765.

SCHOENMAKERS, R. P. H. M.; WILKINSON, G. G.; SCHOUTEN, T. E. (1991). Segmentation of remotely-sensed images: a redefinition for operational applications. In: IGARSS'91, Helsink. **Proceedings... IEEE**, v. 2, p. 1087-1090.

SEPLAN. Secretaria de Estado de Planejamento do Estado de Mato Grosso. (2014). **Estudo Socioeconômico**. Disponível em: <[http://www.seplan.mt.gov.br/-/4157392-outras-publicacoes?ciclo=cv\\_gestao\\_inf](http://www.seplan.mt.gov.br/-/4157392-outras-publicacoes?ciclo=cv_gestao_inf)>. Acessado em: 15 outubro 2017.

SETTE SILVA, E. L. (1993). **Inventário preliminar das espécies arbóreas das florestas dos arredores de Boa Vista (Roraima) – uma abordagem fitossociológica** (dissertação de mestrado). Manaus: INPA, 194 p.

SHEFFNER, E. J. (1994). The Landsat program-recent history and prospects. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 60(6):735-744.

SILVA, S. J. R. (2005). Entomofauna de Roraima. In: BARBOSA, R. I.; XAUD H.A.M.; COSTA, E.; SOUZA, J. M. (eds.). **Savanas de Roraima. Etnoecologia, Biodiversidade e Potencialidades Agrossilvipastoris**. Boa Vista: FEMACT-RR, p. 139-154.

SILVA, J. S. V.; ABDON, M. M.; SILVA, M. P.; ROMERO, H. R. (1998). Levantamento do desmatamento do Pantanal brasileiro até 1990/91. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 33:1739-1745.

SOARES, R. B.; SOARES, C. B. S. S.; COSTA, J. A. L.; COSTA, S. S.; SOARES, R. B. (2015). Aplicação de técnica de fusão em imagens Landsat 8/OLI. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17, João Pessoa, PB. **Anais...** São José dos Campos, INPE, p. 4836-4843.

STORY, M.; CONGALTON, R. G. (1986). Accuracy assessment: a user's perspective. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, 52(3):397-399.

STOTZ, D. F. (1997). Levantamento preliminar da avifauna em Roraima. In: BARBOSA, R. I.; FERREIRA, E. J. G.; CASTELLÓN, E. G. (eds.). **Homem, Ambiente e Ecologia no Estado de Roraima**. Manaus: INPA, p. 581–608.

TU, T.; SU, S.; SHYU, H.; HUANG, P. S. (2001). Efficient intensity-hue-saturation-based image fusion with saturation compensation. **Optical Engineering**, 40(5):720-728.

VALE, M. M.; ALVES, M. A. S.; NASCIMENTO, S. P. (2005). An incomplete nest of *Poecilurus kollari* in Roraima, Brazil. **Cotinga Journal of the Neotropical Bird Club**, 24:111-112.

VANZOLINI, P. E.; CARVALHO, C. M. (1991). Two sibling and sympatric species of *Gymnophthalmus* in Roraima, Brasil (*Sauria, Teiidae*). **Papéis Avulsos de Zoologia**, 37(12):173-226.

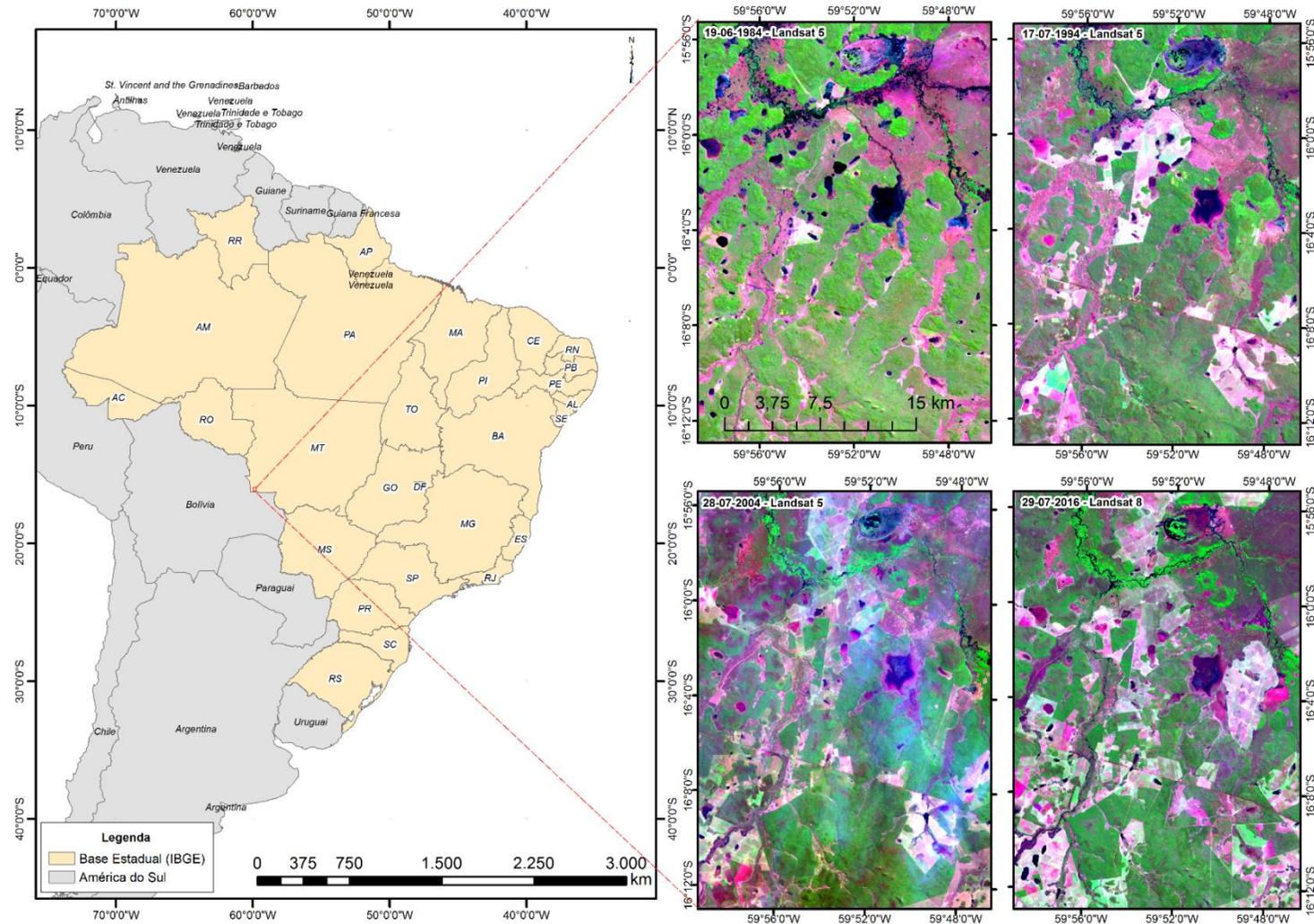
VEIGA, J. B.; TOURRAND, J. F.; QUANZ, D. (1996). **A pecuária na fronteira agrícola da Amazônia: O caso do município de Uruará, PA, na região da Transamazônica**. Belém: EMBRAPA-CPATU, 61 p. (Embrapa-CPATU, Documentos, 87).

WOODCOCK, C. E.; COLLINS, J. B.; GOPAL, S.; JAKABHAZY, V. D. et al. (1994). Mapping forest vegetation using Landsat TM imagery and a canopy reflectance model. **Remote Sensing of Environment**, 50:240-254.

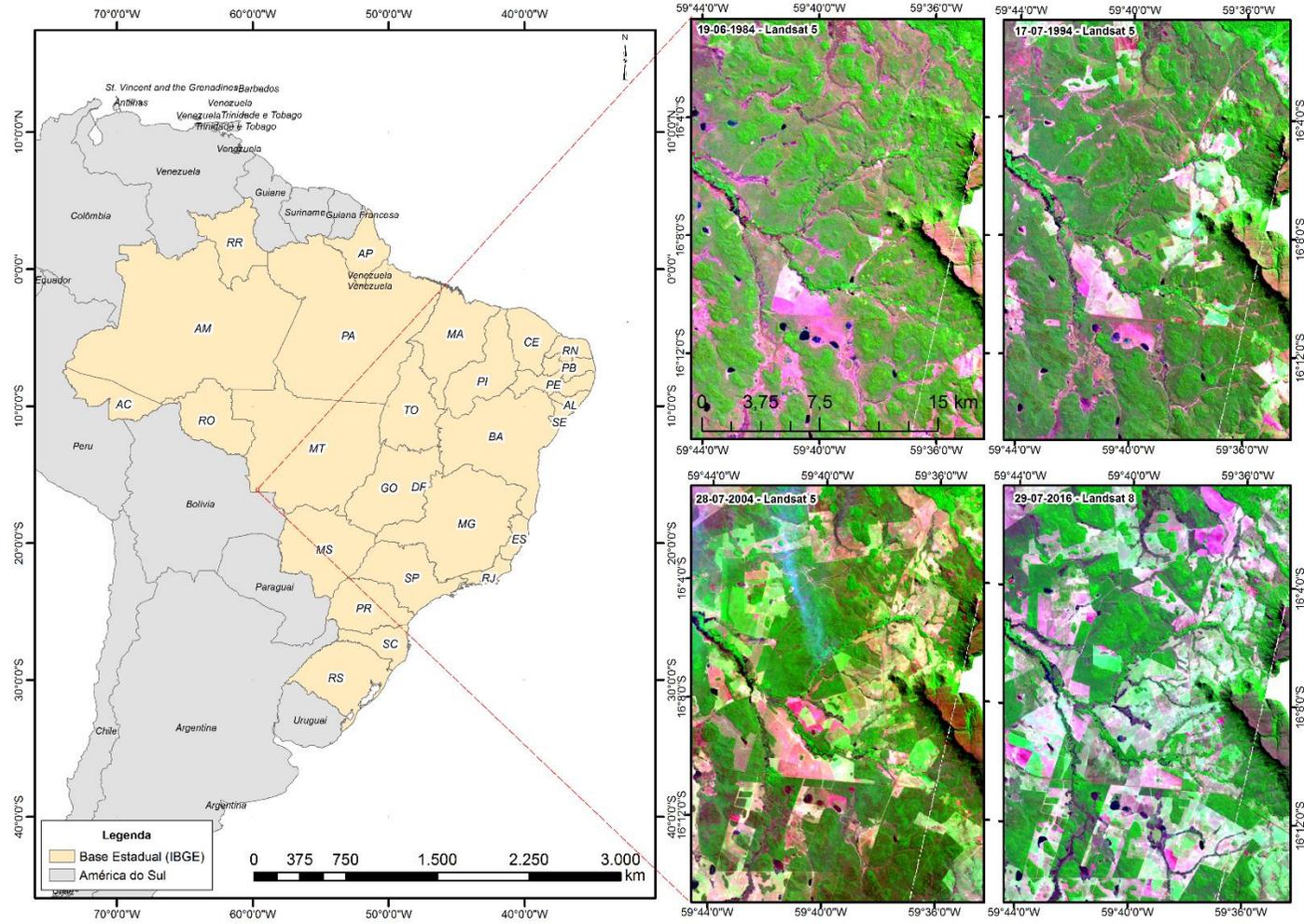
ZIMMER, A. H.; EUCLIDES FILHO, K. (1997). As pastagens e a pecuária de corte brasileira. In: Simpósio Internacional sobre Produção Animal em Pastejo, 1. 1997, Viçosa. **Anais...** Viçosa: UFV, p.349-379.

## ANEXO – Mapas de demonstração da dinâmica de Antropização

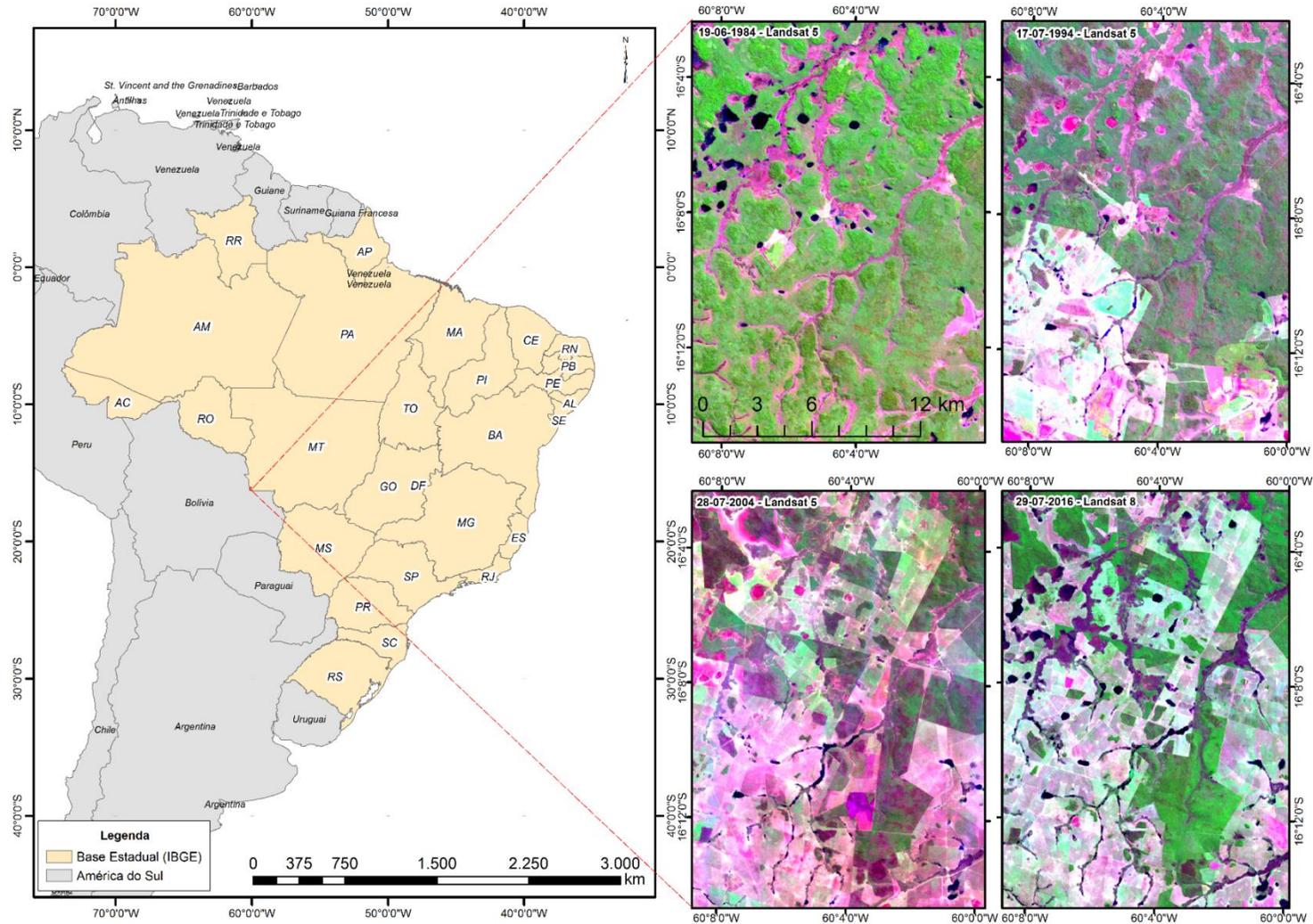
Recortes de imagem Landsat de 1984, 1994, 2004 e 2016 da parcela de não-floresta no estado de Mato Grosso. Áreas antropizadas aparecem com padrão de cor esbranquiçada (Parte 1).



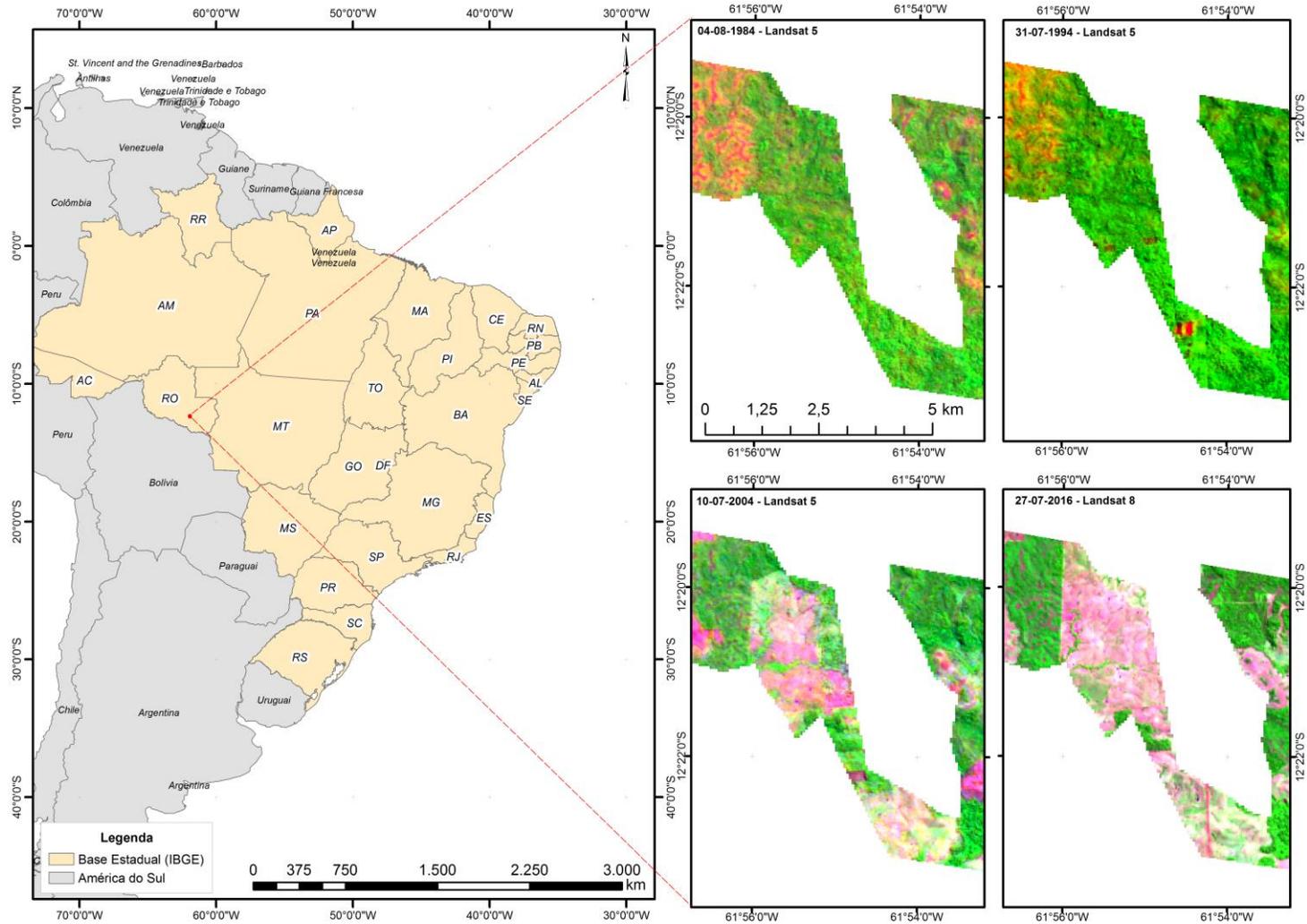
Recortes de imagem Landsat de 1984, 1994, 2004 e 2016 da parcela de não-floresta no estado de Mato Grosso. Áreas antropizadas aparecem com padrão de cor avermelhada (Parte 2)



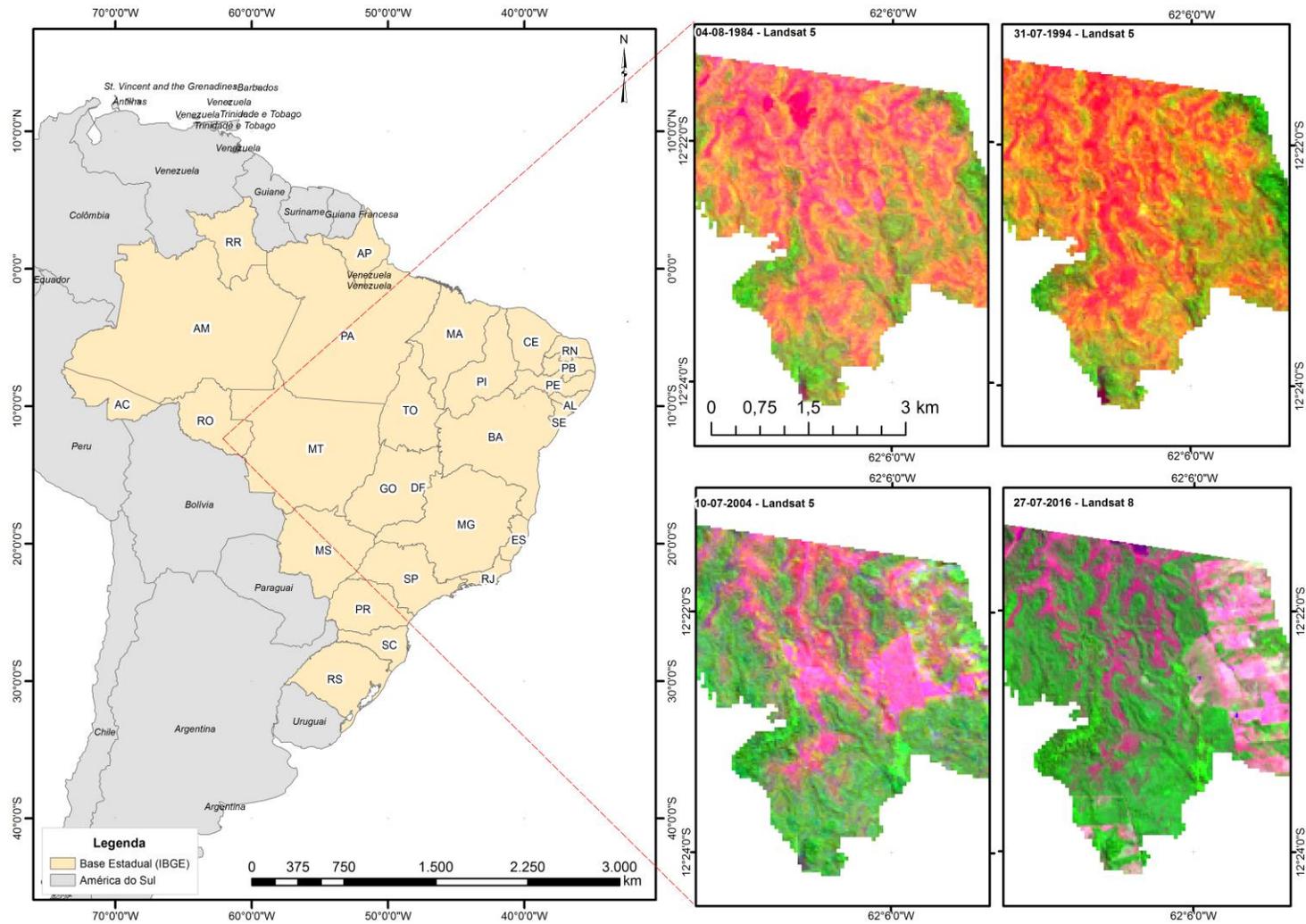
Recortes de imagem Landsat de 1984, 1994, 2004 e 2016 da parcela de não-floresta no estado de Mato Grosso. Áreas antropizadas aparecem com padrão de cor esbranquiçada (Parte 3).



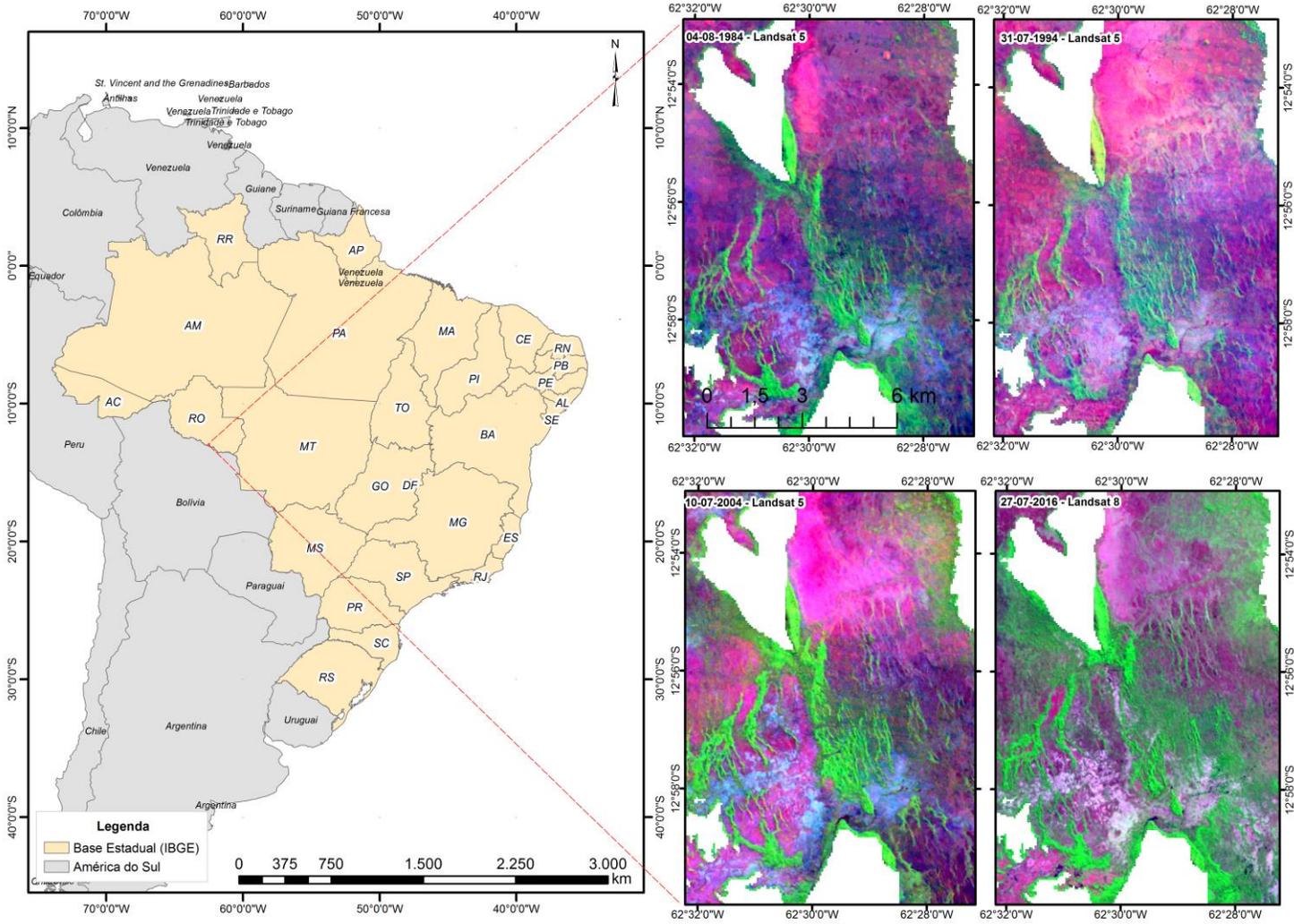
Recortes de imagem Landsat de 1984, 1994, 2004 e 2016 da parcela de não-floresta no estado de Rondônia. Áreas antropizadas aparecem com padrão de cor avermelhada (Parte 1).



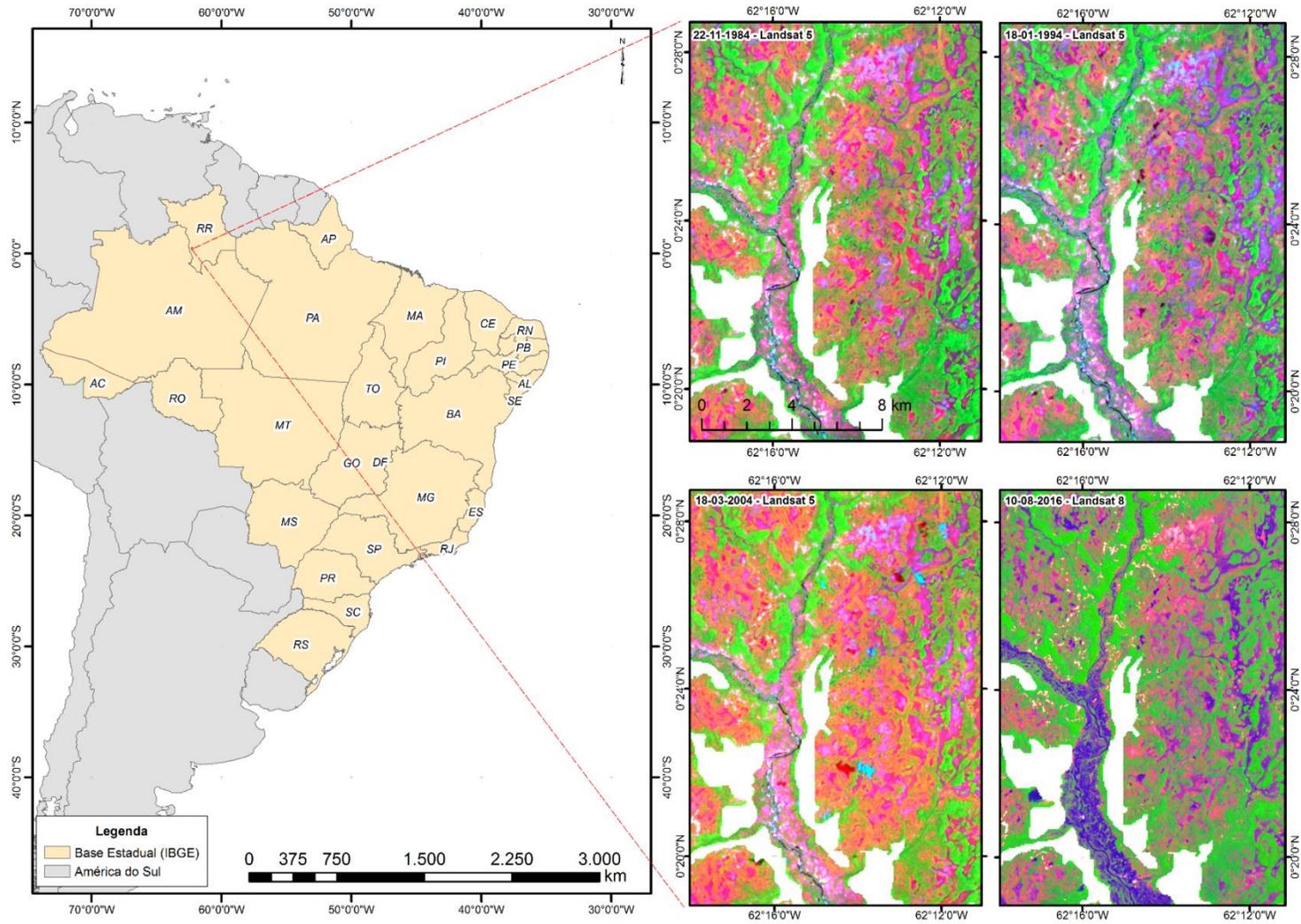
Recortes de imagem Landsat de 1984, 1994, 2004 e 2016 da parcela de não-floresta no estado de Rondônia. Áreas antropizadas aparecem com padrão de cor avermelhada (Parte 2).



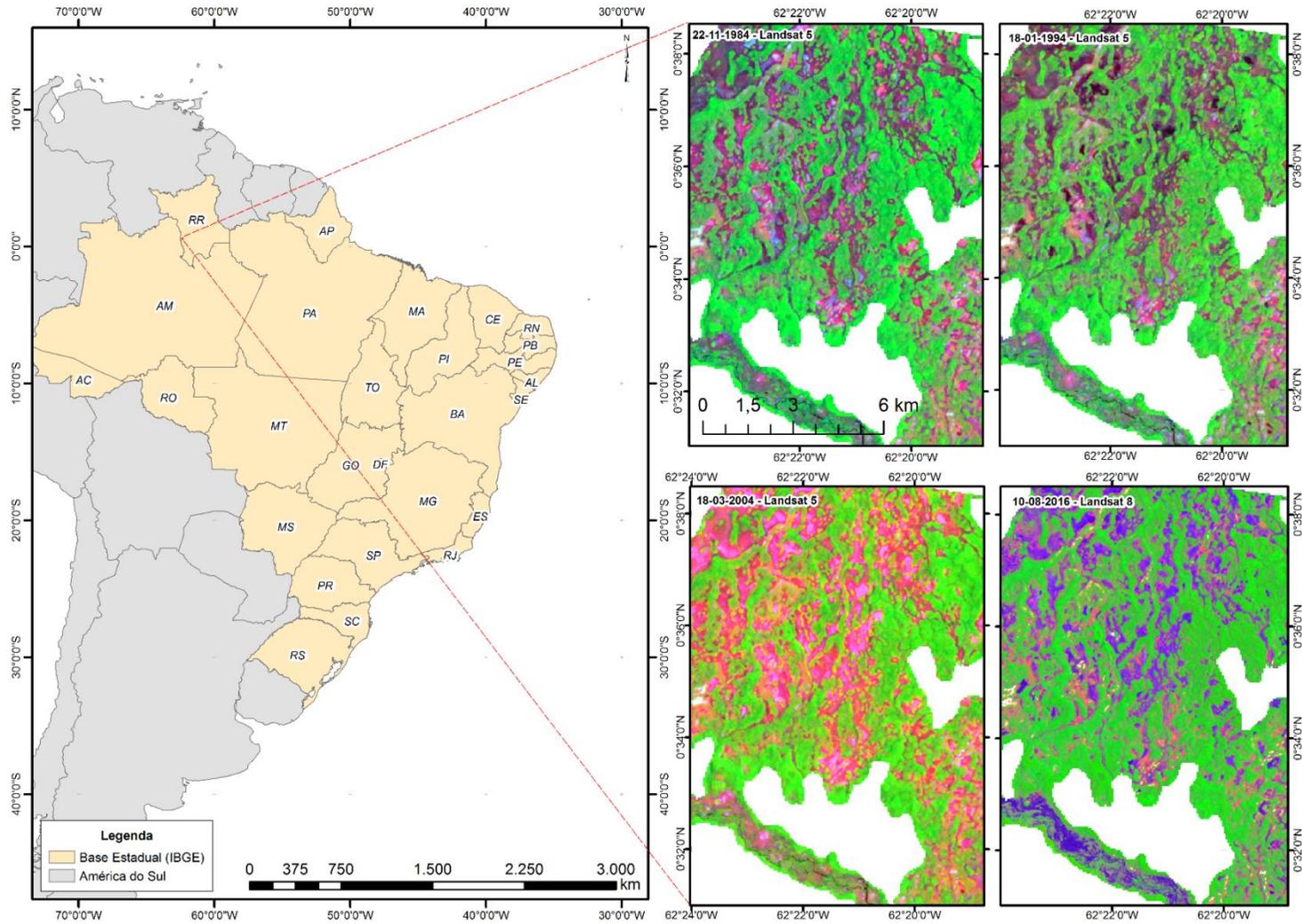
Recortes de imagem Landsat de 1984, 1994, 2004 e 2016 da parcela de não-floresta no estado de Rondônia (Parte 3).



Recortes de imagem Landsat de 1984, 1994, 2004 e 2016 da parcela de não-floresta no estado de Roraima (Parte 1).



Recortes de imagem Landsat de 1984, 1994, 2004 e 2016 da parcela de não-floresta no estado de Roraima (Parte 2).



Recortes de imagem Landsat de 1984, 1994, 2004 e 2016 da parcela de não-floresta no estado de Roraima (Parte 3).

